

**CARACTERIZAÇÃO DA ICTIOFAUNA DA REPRESA DE
BARRA BONITA (SP) E ADAPTAÇÃO DO ÍNDICE DE
INTEGRIDADE BIÓTICA (IIB)**

MARIA LETIZIA PETESSE

Tese apresentada ao Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista “Júlio Mesquita Filho”, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Área de concentração: Zoologia).

Fevereiro 2006

**CARACTERIZAÇÃO DA ICTIOFAUNA DA REPRESA DE
BARRA BONITA (SP) E ADAPTAÇÃO DO ÍNDICE DE
INTEGRIDADE BIÓTICA (IIB)**

MARIA LETIZIA PETESSE

Orientador:

Prof. Dr. MIGUEL PETRERE JR.

Tese apresentada ao Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista “Júlio Mesquita Filho”, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Área de concentração: Zoologia).

Fevereiro 2006

questo e Agli Angeli di
dell'altro mondo

Agradecimentos

Esta tese não é somente uma etapa a mais da minha vida profissional, nela estão os quatro anos mais intensos da minha vida.

Por isso, preciso agradecer *in primis* o meu orientador Prof. Dr. Miguel Petrere Jr. por ter me possibilitado desenvolver este trabalho.

Acho que as palavras não são suficientes para te agradecer.... de você não aprendi somente estatística e ecologia de comunidade de peixes, aprendi respeito, amizade, perseverança.... Obrigada pela confiança e pela ajuda numa fase delicada da minha vida, onde precisei mesmo de “orientação”; obrigada pela disponibilidade e pela paciência com que limpou os meus muitos erros de português e, sobre tudo, obrigada pelos estímulos e pelo entusiasmo que soube me transmitir.

Quero agradecer também:

o IBAMA para ter me concedido a permissão de pesca e a Doutora Suzana Saccardo para a disponibilidade e as informações.

o Prof. Dr. Antonio Camargo para ter me disponibilizado equipamentos e o carro para o meu trabalho de campo.

o técnico Carlos, do Departamento de Ecologia, pela ajuda nas coletas. Obrigada, também, pela amizade e para ter transformado o pesado trabalho das coletas em um verdadeiro prazer!

O técnico da APTA (Agência Paulista de Tecnologia e Agronegócios) Reinaldo José Spigolon, pela ajuda incondicionada na organização e na execução do trabalho de campo; pela competência, experiência profissional e conhecimentos que me disponibilizou, apesar da amizade, simpatia e carinho com que me acolheu desde o nosso primeiro encontro! OBRIGADA.

Obrigada a Xavier e a Zé, os meus “pescadores”, que mostraram para mim os segredos das pescarias e trabalharam com o maior entusiasmo.

Obrigada a Rodolfo e Lurdes da Agência Paulista de Tecnologia e Agronegócios de Barra Bonita por ter “olhado” o Giorgio e o Tomás enquanto eu estava no campo.

Obrigada a APTA (Agência Paulista de Tecnologia e Agronegócios), para ter disponibilizado a estrutura e o técnico Reinaldo José Spigolon.

Obrigada ao IBAMA para ter me concedido a permissão de pesca para as coletas. Um agradecimento especial para Susana Anita Saccardo para a disponibilidade e competência nas informações.

Obrigada ao CNPq para o auxílio econômico.

Obrigada aos colegas Janice, Tuca, Lúcia, Getulio, Patricia com que dividi cursos, idéias e amizade...

Obrigada a Fabio pelas referências do artigo e também a Enrique, para ter sido “por aí” na hora de xerocar a tese...

Obrigada aos amigos Janice e Marcelo para a hospedagem, pelo carinho e disponibilidade que sempre me demonstraram. Obrigada Janice pelo suporte e as palavras, nas dificuldades.....

Obrigada a Karina e Sonia por ter cuidado, com o maior afeto, Tomás nas horas de “desespero”!

Obrigada a Giorgio pelo respeito recíproco.

Obrigada a Tomás por ser o menino maravilhoso que é.

ÍNDICE

	Página
RESUMO	i
ABSTRACT	iii
INTRODUÇÃO GERAL	1
ÁREA DE ESTUDO: A REPRESA DE BARRA BONITA (BACIA DO RIO TIETÊ)	3
OBJETIVOS GERAIS	4
CAPITULO I - Aspectos físicos, pluviométricos, hidrológicos e da gestão hidráulica	
1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
2. OBJETIVOS	7
3. MATERIAIS E MÉTODOS	8
4. RESULTADOS	11
4.1 Características físicas da barragem e da represa	11
4.2 Índices limnológicos	13
4.3 Pluviometria	17
4.4 Fluviometria e gestão hidráulica	21
5. DISCUSSÃO	27
6. CONCLUSÕES.....	29
CAPITULO II - Análise da comunidade ictíica	
1. INTRODUÇÃO	31
1.1 Represas e ictiofauna.....	31
1.2 Caracterização da comunidade ictíica da represa de Barra Bonita - Revisão da literatura.....	34
2. OBJETIVOS	40
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	41
3.1 Área de estudo.....	41
3.2 Amostragem	41
3.3 Variáveis físico-químicos e ambientais anotadas	44
3.4 Análise dos dados	45

3.4.1 Índice de constância	45
3.4.2 Estrutura da comunidade.....	46
3.4.2.1 <i>Whittaker plot</i>	46
3.4.2.2 Série geométrica	47
3.4.2.3 Série logarítmica	48
3.4.2.4 Log-normal truncada	49
3.4.2.5 Bastão quebrado	50
3.4.2.6 Estimativa Jackknife	51
3.4.2.7 Índice de diversidade	52
3.4.2.8 Equitabilidade	53
3.4.2.9 Índice de Dominância	53
3.4.2.10 Captura por unidade de esforço (cpue)	53
3.4.3 Curvas de Comparação Abundância Biomassa - Índice ABC	55
3.4.4 Análise de covariância (exploratória).....	58
3.4.5 Análise de agrupamento.....	59
3.4.6 Análise da Variância.....	59
3.4.7 Estrutura trófica	60
3.4.8 Estrutura reprodutiva	61
4. RESULTADOS	63
4.1 Dados ambientais	63
4.1.1 Profundidade	63
4.1.2 Temperatura	64
4.1.3 Transparência	66
4.1.4 pH	67
4.1.5 Condutividade elétrica	68
4.1.6 Oxigênio dissolvido	70
4.1.7 Paisagem circundante	72
4.1.8 Tipo de fundo	72
4.1.9 Presença de macrófitas	73
4.1.10 Mata ciliar	73
4.1.11 Análise de covariância (exploratória).....	74
4.2 Dados biológicos	78
4.2.1 Levantamento das espécies	78
4.2.2 Frequência de captura por espécie	80
4.2.3 Distribuição	81
4.2.4 Estrutura da comunidade	86
4.2.4.1 Relação espécie - abundância (amostra total)	86
4.2.4.1.1 Modelo “Broken stick”	87
4.2.4.1.2 Série geométrica	87
4.2.4.1.3 Série logarítmica	89
4.2.4.1.4 Log-normal truncada	90
4.2.4.1.5 Estimativa Jackknife	91
4.2.4.2 Relação espécie-abundância por ambientes	91
4.2.4.2.1 Modelo “Broken stick”	92
4.2.4.2.2 Série geométrica	93

4.2.4.2.3 Série logarítmica	93
4.2.4.2.4 Log-normal truncada.....	94
4.2.4.2.5 Estimativa Jackknife para ambientes	95
4.2.4.3 Diversidade da comunidade	96
4.2.4.3.1 Índice de diversidade (em número) - H'_N	96
4.2.4.3.2 Índice de diversidade (em peso) - H'_p	100
4.2.4.3.3 Equitabilidade em número	105
4.2.4.3.4 Equitabilidade em peso	109
4.2.4.3.5 Dominância	113
4.2.4.3.6 Captura para Unidade de Esforço (cpue) - Peso ...	115
4.2.4.3.7 Síntese da estrutura da comunidade	121
4.2.5 Avaliação do estresse da comunidade - método de comparação Abundância/Biomassa (ABC) e a Estatística W	123
4.2.6 Estrutura trófica	127
4.2.7 Estrutura reprodutiva	135
4.2.8 Análise das modificações dos registros de espécies na Represa de Barra Bonita	141
5. DISCUSSÃO	145
5.1 Variáveis ambientais.....	145
5.2 Relação entre a estrutura da comunidade e as variáveis ambientais	148
5.3 Estrutura da comunidade	149
5.4 Diversidade, equitabilidade e dominância	152
5.5 Estresse da comunidade	155
5.6 Estrutura trófica	158
5.7 Estrutura reprodutiva	160
5.8 Transformação da comunidade no tempo	161
6.CONCLUSÃO.....	165

CAPITULO III - Adaptação do índice de integridade biótica (IIB) e do índice de qualidade ambiental (IQA_I) à represa de Barra Bonita

1. INTRODUÇÃO	169
1.1 Descrição do IIB.....	172
1.2 Adaptação do IIB ao ambiente de represa	174
2. OBJETIVOS	176
3. MATERIAIS E MÉTODOS	177
3.1 Construção do índice multimétrico IAPR - PASSO I: escolha e seleção das métricas	177

3.1.1 Descrição das métricas	178
3.1.2 Seleção das métricas	182
3.2 PASSO II: critérios para pontuação	182
3.3 Análise estatística	183
3.4 Validação do IAPR	184
4. RESULTADOS	186
4.1 Seleção das métricas	186
4.2 Classes de integridade do Índice IAPR	186
4.3 IAPR em número (IAPR _N)	187
4.3.1 Pontuação das métricas.....	187
4.4 IAPR em peso (IAPR _P)	198
4.4.1 Pontuação das métricas	198
4.5 Validação dos IAPR	207
5. DISCUSSÃO E CONCLUSÕES	220
CAPITULO IV - Sugestões para o monitoramento e conclusões gerais	
SUGESTÕES PARA O MONITORAMENTO DA REPRESA DE BARRA BONITA	226
CONCLUSÕES GERAIS	229
REFERÊNCIAS	231
ANEXOS	247

RESUMO

A Represa de Barra Bonita, localizada na bacia hidrográfica do Rio Tietê (20° 31'S; 48° 32'N) -SP, é um ecossistema sujeito a forte estresse ambiental. Além disso, tem grande importância econômico-social pela presença de pescadores profissionais e amadores apesar da produção energética. Tem superfície de 310 km² na cota máxima de 451,5 m e profundidade média de 10,1 m. É classificada como polimítica e eutrófica. Nela podem ser reconhecidas três zonas distintas: fluvial, de transição e lântica. Em cada uma destas zonas foram escolhidas seis estações localizadas em três diferentes tipos de habitat: lateral, desembocaduras de tributários e central, num total de 24 pontos, sendo duas as zonas fluviais consideradas devido a presença de dois rios formadores (Tietê e Piracicaba).. As amostras foram coletadas em duas épocas do ano: no período seco (inverno), agosto-setembro 2003 e no período chuvoso (verão), fevereiro 2004. A metodologia de amostragem da ictiofauna foi padronizada usando 10 redes de espera com tamanhos de malha de 3 a 12 cm entre nós opostos e covos. Em cada ponto, além da coleta da ictiofauna também foram medidas algumas variáveis físico-químicas e ambientais. Foram capturadas 35 espécies, pertencentes a 14 famílias e 4 ordens. A comunidade de peixes é constituída principalmente por espécies de pequeno porte, ampla flexibilidade alimentar e alta compensação reprodutiva. A análise da comunidade no tempo indica, nos últimos 15 anos, estabilidade na riqueza de espécies, depois do represamento. A sobreposição dos ciclos biológicos das espécies com a gestão hidráulica da represa, sugere que somente aquelas com estratégia de reprodução parcelada e/ou cuidado parental foram bem sucedidas. Este fato, combinado com a redução estatisticamente significativa do tempo de residência da água, nos leva a concluir que a represa está entrando numa fase de senilidade. A relação entre a diversidade (em número e em peso) com os fatores ambientais e as variáveis físico-químicas revelou a importância, entre os fatores, da paisagem como elemento chave para a manutenção da diversidade. No caso da diversidade em peso foi selecionado, também, o fator macrófitas indicando a função de refúgio e berçário para ictiofauna. As co-variáveis selecionadas pela ANCOVA foram: profundidade (H'_N e H'_P), temperatura (para H'_N), transparência (H'_N e H'_P) e condutividade (para H'_P). A correlação negativa da diversidade (em número e em peso) com a profundidade mostra que os ambientes de desembocadura e laterais da represa são os mais explorados pela ictiofauna, ao invés das áreas pelágicas. A distribuição espacial das espécies (presença/ausência) revela um gradiente longitudinal não muito acentuado; ao contrario mostra claramente um gradiente de tipo transversal com as estações de centro separadas das outras. A análise da estrutura da comunidade, explorada via modelos espécie/abundância, indica uma comunidade heterogênea e altamente dinâmica, devido ao ajuste à série logarítmica. Este resultado, está de acordo com o esperado, para comunidades adaptadas a ambientes instáveis como os das represas. A análise das variações temporal e espacial da diversidade (em número e em peso) e da equitabilidade (em número e em peso), indicam diferenças estatisticamente significativas entre ambientes e, no caso da diversidade em peso, também entre zonas. No primeiro caso, o ambiente de centro apresenta os menores valores dos índices, ao contrario, no caso das zonas, no braço do Rio Tietê somente o ambiente de desembocadura apresenta melhores condições. Diferenças estatisticamente significativas entre épocas, zonas e ambientes foram detectadas somente no caso da captura por unidade de esforço em peso (cpue_p), indicando a presença de migrações transversais (do centro em direção às margens e desembocaduras) durante a época chuvosa. O método ABC de comparação abundância/biomassa, revela que a comunidade da represa de Barra Bonita pode ser

considerada moderadamente perturbada, pois a curva da biomassa se sobrepõe à de abundância numérica. Este resultado é confirmado também pela estatística W. A “integridade” da comunidade de peixes, foi medida por uma adaptação do índice de integridade biótica (IIB), denominado IAPR (Índice de Assembléia de Peixes em Reservatórios). O índice, assim como o IIB, é composto por diversos atributos da comunidade de peixes (composição, riqueza, abundância, categorias tróficas e condição dos peixes) e mostrou que a maioria das estações pode ser colocada na categoria “razoável”. Somente as estações de centro pertencem a categoria “pobre”. Os resultados foram similares no caso do IAPR_n e do IAPR_p. A correlação do IAPR (em número e em peso) com as variáveis ambientais revelou-se negativa com a profundidade e positiva com macrófitas e mata, confirmando a importância da vegetação aquática e terrestre na margem da represa para a ictiofauna. Os nossos resultados mostram que os peixes realmente podem ser usados para detectar o efeito da degradação nos ecossistemas aquáticos e podem ser usados em programas de monitoramento biológico.

ABSTRACT

The Barra Bonita Reservoir (lat.: 20° 31'S, long: 48° 32'N, São Paulo State, Brazil), in the Tietê River basin, is an object of relevant scientific interest, having a high social-economic importance, due to hydropower generation and for small-scale and recreational fisheries. Its area is 310 km² at full surface level of 451.5 m and mean depth of 10.1 m. According to the limnological aspects, it is classified as polymictic and eutrophic. On the longitudinal section, three distinct zones can be recognized: fluvial; transition and lentic. In each of these zones, six sampling sites were selected in three different habitat types: mouth of tributaries, lateral and centre for a total of 24 points for the presence of the two main tributaries (Tietê and Piracicaba rivers). They were sampled in two different periods of the year: dry (winter), August-September 2003, and rainy (summer), February 2004. Fish sampling was standardized using 10 gillnets with mesh size ranging from 3 to 12 cm between opposite knots and covos. In each point we also measured some physical, chemical and environmental variables. A total of 35 species as captured, belonging to 14 families and 4 orders. Fish community is composed by small sized species, with wide feed flexibility and high reproductive compensation. The analysis of temporal community transformation shows, in the last 15 years, a general stability in species richness, but also alteration in fish composition. The overlap between the hydraulic management of the reservoir with the biological cycles of the species, shows that only those with partial reproductive strategy and/or parental care are best succeeded in the reservoir. On the basis of our results, we are led to conclude that Barra Bonita reservoir is getting into an aging stage, reinforced by the observation of the decrease, statistically significant, of the retention time (RT). The analyses of covariance between diversity in number with the environmental factor and physical-chemical variables, showed the importance of the landscape, pointing out the dependence of the ichthyofauna from the allochthonous sources of food and environmental complexity. In the case of the diversity in weight, the analyses also retains the factor macrophytes in the model, showing the importance of the aquatic vegetation in terms of shelter and nurseries. The others variables selected by the models were: depth (H'_N e H'_P), temperature (H'_N), transparency (H'_N e H'_P) and conductivity (H'_P). The negative correlation of the diversity in number and weight with the depth shows that the tributary mouths and the lateral habitats of the reservoir are the most explored by the ichthyofauna. The spatial distribution of the species (presence/absence) reveals a not strong longitudinal gradient; on the contrary show a transversal gradient with the pelagic stations separate from the others. The models of species/abundance, indicates a community with high heterogeneity and dynamics, due to the fit of the logarithmic series. The analyses of variance applied to the Shannon-Wiener diversity (in number and weight) and to the evenness (in number and weight), indicate significant statistical differences among habitats and, in the case of the diversity in weight, also among zones. The Tukey test, showed that the sampling point of centre have the lesser values of the indexes, whereas in the second case the Tietê river's zone shows bed conditions respect to the others. Statistically significant differences among periods, zones and habitats were detected only in the case of $cpue_P$. This revealed the presence of transversal migrations from the centre to the lateral habitat and tributary mouth of the reservoir during the raining period. The abundance/biomass comparison method reveals that the fish assemblage of the Barra Bonita reservoir could be considered moderately perturbed, since the biomass curve overlays the numeric abundance one. The integrity of fish community was estimate with the adaptation of the Index of Biotic Integrity (IBI) denominated RFAI (Reservoir Fish Assemblage Index). This is composed by

different attributes of the fish community: composition, richness, trophic structure and fishes health. The result shows that the stations of mouth of tributary and lateral can be placed in the fair category and those of centre in the poor category. The correlation with physical, chemical and environmental variables was negative with the depth and positive with macrophytes and forest. This confirms the importance of the terrestrial and aquatic vegetation to the ichthyofauna. The results of this thesis indicate that the fishes can be used as meaningful tool for detect the degradation of the aquatic ecosystems. In this context, they can be used in program of biological monitoring.

Introdução geral

As ações do Homem sobre o ambiente têm sido cada vez mais intensas e suas consequências são as alterações das características abióticas e bióticas de muitos ecossistemas e do ecossistema aquático em particular. As principais causas reconhecidas dessa pressão sobre os ecossistemas são: 1) o aumento populacional, 2) a industrialização e 3) a transformação do uso do território. Os principais impactos sobre os recursos hídricos estão relacionados com o aumento das demandas para o abastecimento de água potável, produção de energia e a eliminação dos esgotos (GHETTI, 1993). Tudo isso contribui para a alteração da estrutura e da funcionalidade dos ecossistemas aquáticos e para a perda de recursos hídricos fundamentais. O problema da economia da água é comum a todas as nações, tanto que o desenvolvimento econômico e social de um país é atualmente também avaliado em relação à disponibilidade, qualidade, conservação e tutela dos recursos hídricos (TUNDISI, 1999a,b). A água é um bem precioso e a história do homem é estreitamente ligada à sua capacidade de utilizá-la. O recente desenvolvimento industrial foi, de fato, possível a partir da construção de represas para a produção de energia hidrelétrica.

As represas representam no Brasil a principal fonte de produção elétrica e assim cerca de 90% da energia consumida no país é de origem hidrelétrica. Dessas, quase 70% é gerada na bacia do Alto Paraná (PETRERE *et al.*, 2002), que se constitui também numa das áreas mais populosas do país. Nesta bacia existem atualmente 45 represas com superfície maior que 200 ha e outras 24 estavam planejadas até o final do século XX (AGOSTINHO & FERREIRA, 1999). O preço desta política foi a transformação do Rio Paraná e de seus principais afluentes (Grande, Tietê, Paranapanema e Iguaçu) numa sucessão de represas, que modificaram completamente as características ecológicas originais.

Hoje as represas constituem uma realidade marcante da paisagem e da economia de amplas áreas e, também, são consideradas “obrigatórias” pelas necessidades de desenvolvimento do Brasil.

São numerosos os estudos que comentam os efeitos do represamento sobre os organismos aquáticos (GRANADO-LORENCIO, 1991, 1992; WOYNAROVICH, 1991;

TUNDISI & STRASKRABA, 1999; HENRY, 1999) e os peixes em particular (LOWE-McCONNELL, 1975; BRANCO & ROCHA, 1977; CASTRO & ARCIFA, 1987; FERNANDO & HOLCIK, 1991; AGOSTINHO, 1994; AGOSTINHO, 1995), mas raros são aqueles que enfrentam a problemática da avaliação das condições do “*ecossistema de represa*” a partir da análise da transformação da comunidade no tempo e da sua caracterização em relação a gestão hidráulica. Neste contexto, os peixes, podem ser considerados verdadeiros indicadores ambientais e a interpretação das características da comunidade (em termos de riqueza, abundância, estrutura trófica, reprodução e saúde) permite avaliar as condições do ambiente no qual vivem (KARR, 1981; FAUSCH *et al.*, 1990; JENNINGS *et al.*, 1995). A represa é um ecossistema artificial com ciclos e dinâmicas fortemente dependentes da ação humana. Sendo assim, as comunidades presentes estão sujeitas a uma contínua reorganização que não permite uma evolução equilibrada, comprometendo a produtividade do ecossistema (TUNDISI *et al.*, 1999). Compreender as modalidades de resposta dos organismos às perturbações constitui, portanto, uma medida da “*idoneidade*” ambiental, ou seja, da capacidade do ecossistema de manter a sua funcionalidade e suportar a vida aquática. Os peixes, neste contexto, se constituem uma ferramenta útil para programas de avaliação, monitoramento e gestão dos ecossistemas aquáticos auxiliando na otimização de projetos de uso múltiplo e/ou de recuperação e manejo sustentável do sistema (MALCEVSCHI, 1993; SMITH *et al.*, 1997).

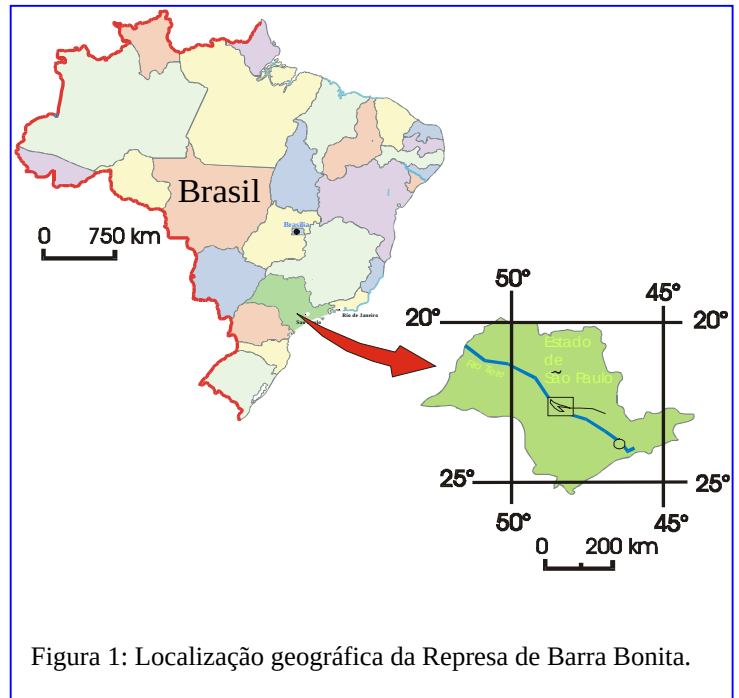
Área de estudo: a represa de Barra Bonita (Bacia do Rio Tietê)

A Represa de Barra Bonita está localizada na bacia hidrográfica do Rio Tietê (lat.: 22° 29'S; long: 48° 34'N), no Estado de São Paulo (Figura 1), entre os municípios de Barra Bonita e Igarapu do Tietê, numa região de transição entre os climas tropicais e subtropicais (CALIJURI & TUNDISI, 1990).

Do ponto de vista fisiográfico ela está localizada na margem da Depressão Periférica, originada entre 345 e 65 milhões de anos atrás e drena uma área de 44% da bacia do Rio Tietê (BARRELLA, 1997). Esta possui uma superfície total de 71.988 km² e abriga

uma população de 24 milhões de habitantes, 17 milhões dos quais (71%) estão concentrados na Região Metropolitana de São Paulo, localizada na porção superior da bacia, a montante da represa (BARRELLA & PETRERE, 2003). Os problemas de poluição atingem níveis críticos no trecho desde a Grande São Paulo até as proximidades da represa de Barra Bonita, numa extensão de cerca de 200 km. À jusante desta represa verificam-se melhorias na qualidade das águas do Rio Tietê, pois a cascata de represas funciona como tanques de decantação auxiliando na depuração da água (BARBOSA *et al.*, 1999; PETRERE *et al.*, 2002).

A vegetação dominante, ao redor da represa, é a monocultura intensiva de cana de açúcar, seguida de pastagens cultivadas. Assinalam-se também várias atividades industriais, entre as quais destacam-se, para o potencial de poluição das águas, as têxteis, alimentícias, de papel e papelão e usinas de açúcar e álcool (CETESB, 2001).



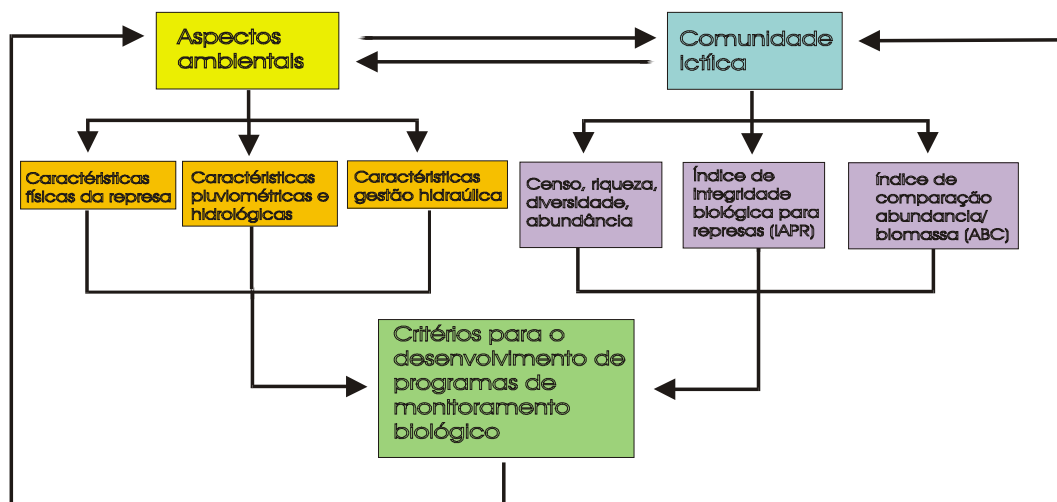
Objetivos gerais

A represa de Barra Bonita é um ecossistema sujeito a considerável estresse ambiental. Considerando a importância econômica, social e ambiental das represas, um dos problemas que precisam ser enfrentados com urgência, é a avaliação destes ambientes para auxiliar na gestão do recurso hídrico e ao mesmo tempo assegurar a manutenção do ecossistema.

O objetivo geral desta tese é, então, avaliar a qualidade ambiental da represa de Barra Bonita através da análise da sua comunidade ictíica e definir critérios para o desenvolvimento de um programa de monitoramento biológico. Neste contexto os objetivos específicos são:

- Capítulo I: caracterizar a represa de Barra Bonita de forma geral, colocando em evidência os aspectos físicos, pluviométricos, hidrológicos e da gestão hidráulica;
- Capítulo II: caracterizar sua comunidade ictíica em termos de riqueza, diversidade e abundância e daí avaliar o grau de estresse dessa comunidade em relação às repetidas ações de distúrbio, refletidas nas relações espécie-abundância;
- Capítulo III: adaptar o índice de integridade biótica (IIB) para avaliar as condições da comunidade de peixes na represa;
- Capítulo IV: sugerir critérios gerais para o desenvolvimento de um programa de monitoramento biológico.

A articulação da tese é resumida no esquema abaixo.



CAPITULO I

Aspectos físicos, pluviométricos, hidrológicos e da gestão hidráulica

1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Em termos ecológicos, as represas segundo a definição de MARGALEF (1983), são ambientes intermediários entre rios e lagos. São caracterizadas pela heterogeneidade espacial, organizadas segundo a direção principal do fluxo hídrico original e submetidas a duas fontes de estresse combinadas: a entrada de nutrientes da bacia a montante e o fluxo unidirecional. Numa definição mais precisa, nos reservatórios são reconhecidas características peculiares segundo três gradientes diferentes: longitudinal, vertical e lateral (STRASKRABA *et al.*, 1993; TUNDISI, 1990; 1993 e 1996). Tais ecossistemas são, de fato, influenciados por ações de forças naturais como vento, precipitação e radiação solar (fatores que controlam os mecanismos de circulação horizontal e vertical da água) e também por "forças antrópicas", devidas ao uso do recurso hídrico, que alteram os "ciclos naturais" de cheia e seca. A frequência de tais mudanças e sua imprevisibilidade (efeitos de *pulsos*) obriga as comunidades bióticas a uma contínua reorganização, cuja evolução e

abundância não dependem tanto da disponibilidade dos recursos, mas da sua própria biologia (GRANADO-LORENCIO, 1991).

THOMAZ *et al.* (1997), ressaltam que as principais alterações determinadas pela construção das barragens, estão relacionadas à alteração do regime hidrológico em termos de redução da amplitude de variação dos níveis e alteração da periodicidade dos eventos de pulsos. JÚLIO *et al.* (1997), neste sentido, observaram no reservatório de Segredo (médio rio Iguaçu), bruscas flutuações de nível nos primeiros anos de represamento. Os autores afirmam que as alterações na cota, devidas à gestão hidráulica, podem afetar as condições físicas e químicas da água e, conseqüentemente, a dinâmica e estrutura das comunidades aquáticas devido à exposição da região litorânea e a conseqüente redução de abrigos e disponibilidade de alimento.

Neste contexto ao se estudar o ambiente de represa não podemos deixar de considerar as características da natureza física, da pluviometria, da hidrologia e da gestão hidráulica. O conjunto dessas características contribui para a alteração das variáveis abióticas do ecossistema que condicionam a organização do componente biótico.

2. OBJETIVOS

O objetivo deste capítulo é analisar o sistema da represa de Barra Bonita de modo global, evidenciando relações entre sua morfologia e as características da pluviometria, da hidrologia e da gestão hidráulica. Em particular, pretende-se detectar eventuais períodos críticos para a ictiofauna. Neste sentido, é conhecido que os eventos pluviais são freqüentemente relacionados com a mortalidade dos peixes em ambientes tropicais e subtropicais (STRASKRABA, 1999) e que a variação do nível da água influencia no sucesso da reprodução dos peixes afetando a abundância das populações (COHEN & RADOMSKI, 1993).

Os dados serão analisados com o intento de:

- caracterizar a represa através os índices limnológicos de: razão entre a superfície da bacia e a superfície da represa; índice de sinuosidade; tempo de residência hidráulica; amplitude máxima anual do nível da água;
- verificar a distribuição anual das chuvas e o conseqüente comportamento das vazões de afluxos à represa de Barra Bonita;
- caracterizar a gestão hidráulica através da análise das vazões de defluxo e da variação de nível durante o ano.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

Os índices utilizados para a caracterização geral dos aspectos ambientais da represa, são:

1. *A razão entre a superfície da bacia e a superfície da represa* ($\frac{S_{bacia}}{S_{represa}}$)

Este índice é útil para a caracterização da hidrologia do sistema, visto que a amplitude dos afluxos pluviais a um corpo de água é função da superfície da própria bacia de drenagem. Além disso, fornece indicações sobre o transporte de materiais e nutrientes, pois a qualidade da água é influenciada pela natureza geológica e pelo uso e ocupação do território. Em particular, quanto maior for o valor desse índice, maior será a vulnerabilidade (ou dependência) do corpo de água dos aportes da bacia a montante (MARCHETTI, 1989).

2. *Desenvolvimento da linha de margem – Índice de sinuosidade* ($IS = \frac{P}{2 * \sqrt{\pi * A}}$)

É a relação entre o perímetro (P) e a circunferência de um círculo de área igual aquela do lago (MARCHETTI, 1989). Esta relação fornece informações sobre a complexidade da linha da margem indicando a tendência ao isolamento de alguns setores e, conseqüentemente, ao aumento do grau de trofia das águas.

3. *Tempo de residência hidráulica* ($TRH = \frac{V_{represa}}{V_{output}}$)

É a relação entre o volume da represa (m^3) e as vazões (m^3/s) de saída (MARCHETTI, 1989). Fornece indicações sobre a velocidade de renovação de toda a massa de água. Trata-se de um dado teórico, pois não considera o efeito da estratificação térmica, nem da conformação morfológica do corpo de água. Apesar disso, o TRH é considerado um importante índice para a caracterização do ambiente de represa (STRASKRABA, 1999). Assim, o TRH da represa de Barra Bonita, foi calculado a partir do volume médio anual da represa e das vazões totais para cada ano da série 1969-2002. O volume médio anual da represa foi obtido através da interpolação das medidas de cota e volume fornecidas pela AES-Tietê e contidas na descrição das características físicas da represa (Tabela 1). Isto foi

necessário porque o nível da represa (e conseqüentemente seu volume) não é constante durante o ano e nem entre anos diferentes.

4. *Amplitude máxima anual do nível da água (AMANA)*

É a diferença entre a cota máxima e mínima anual do nível da água na represa. É considerado um índice representativo da dinâmica hidráulica, relacionado à inundação/exposição das áreas com baixa profundidade particularmente importantes para os processos bióticos e abióticos (COHEN & RADOMSKI, 1993).

Os dados históricos da pluviometria foram obtidos do site www.sigrh.sp.gov.br do Sistema Informativo de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (acesso em dezembro, 2003). Em particular as séries analisadas foram:

Série histórica pluviométrica:

- estação D4022-Laranjal Paulista - Laras (DAEE-SP), rio Tietê; com valores diários de chuva (mm) de dezembro 1956 a dezembro 1995. O arquivo fornece também resumos mensais de chuva máxima e total e indicações sobre a consistência dos dados. A série analisada se estende de janeiro/1958 a dezembro/1993.
- D4056-Santa Terezinha (DAEE-SP), Rio Piracicaba; inclui a série de janeiro/1958 a dezembro/1993.
- D5028-Barra Bonita (DAEE-SP), Represa Barra Bonita; foi analisada a série de janeiro/1970 a dezembro/1991.

Os dados hidrológicos e os níveis altimétricos da água na represa foram fornecidos pela AES-Tietê, órgão gestor da usina. Em particular trata-se da:

Série histórica fluviométrica:

- Série das vazões diárias (m^3/s) em entrada (afluxos) e saída (defluxos) da represa de Barra Bonita de março/1968 a dezembro/2002.

Série níveis altimétricos:

- Série de cotas diárias do nível de água da represa de Barra Bonita (metros sobre o nível do mar) de março/1968 a dezembro/2002.

Para cada série histórica de dados quantitativos foram calculadas algumas estatísticas descritivas como: mínimo, máximo, mediana, média, amplitude e variância.

Os gráficos para a análise da distribuição temporal dos valores são do tipo "box-and-whiskers plot" (SYSTAT, 1990). Esses foram construídos utilizando a média, o erro padrão da média e o desvio padrão. Estes diagramas são particularmente úteis na comparação entre grupos homogêneos de dados e permitem mostrar tendências e ciclos.

Regressão e Índice de Durbin-Watson

A correlação entre tempo de residência hidráulica (TRH-variável resposta) e anos (variável independente) foi avaliada por meio da regressão linear simples.

A fim de testar a existência de autocorrelação devida ao uso de séries temporais de dados, como assinalado por CHATTERJEE & PRICE (1991) e DRAPER & SMITH (1981), na regressão entre o tempo de residência hidráulica (TRH-variável resposta) ao longo dos anos (variável independente), foi calculado o índice de Durbin-Watson e feita a análise dos resíduos da regressão utilizando o pacote estatístico SYSTAT (1990).

O índice de Durbin-Watson é medido pela estatística d que é definida como:

$$d = \frac{\sum_{t=1}^n (e_t - e_{t-1})^2}{\sum_{t=1}^n e_t^2} \quad e_t = \text{resíduo no tempo } t; \quad e_{t-1} = \text{resíduo no tempo } t-1.$$

Onde a relação entre d e o coeficiente de regressão r é dada por: $d = 2(1-r)$

Assim d pode variar entre 0 (quando $r=1$) e 4 (quando $r=-1$). Valores de $d \approx 2$ indicam ausência de autocorrelação; desvios significativos desse valor indicam a presença de autocorrelação e a necessidade de se estimar novamente os parâmetros da equação com a transformação dos dados ou com a introdução adicional de variáveis com efeito de ordenação temporal (CHATTERJEE & PRICE, 1991).

4. RESULTADOS

4.1 Características físicas da barragem e da represa.

Informações sobre as características físicas da barragem e do reservatório, são fornecidas pela AES-Tietê disponíveis no site: www.aestiete.com.br (acesso em 12 dezembro 2003). A barragem é de cimento com 32,5 m de altura máxima e 287 m de comprimento. Foi construída entre 1957 e 1964, com início de operação em 20 de maio 1963. Ela é a primeira e, também, a mais antiga represa da cascata da calha principal do Rio Tietê (na ordem: Barra Bonita, Bariri, Ibitinga, Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos). A sua construção, assim como as das outras, se destina principalmente à produção de energia elétrica. A usina é dotada de quatro turbinas tipo Kaplan, cada uma com potência nominal de 34.800 kW. A potência nominal total instalada dos geradores é de 140.760 kW (AES-Tietê, 2003).

A barragem é dotada de 5 vertedouros de superfície e também de uma eclusa, que possibilita o trânsito de barcos para passeios turísticos e atividades comerciais. Assim, além da produção energética, a represa de Barra Bonita tem outras finalidades como o de hidrovia, irrigação, pesca, recreação, turismo, abastecimento urbano e industrial da região.

As características físicas da represa estão sintetizadas na Tabela 1.

Tabela 1: Características da barragem e da represa (Fonte: AES-Tietê, 2003).

Características físicas da represa de Barra Bonita	
Área da bacia hidrográfica	32.330 km ²
Área do espelho de água no nível máximo útil (451,5 m)	310 km ²
Cota no coroamento	454,5 m
Nível altimétrico (N.A.) máximo maximorum	453,0 m
N.A. máximo útil	451,5 m
N.A. mínimo útil	439,5 m
Localização da tomada de água para as turbinas	fundo
Perímetro no nível máximo útil (451,5 m)	525 km
Profundidade média ($\bar{z}$) no nível máximo útil	10,1 m
Profundidade máxima (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 1994)	25 m
Volume morto	569 x 10 ⁶ m ³
Volume útil	2,566 x 10 ⁶ m ³
Volume reservado para cheia de projeto	487 x 10 ⁶ m ³
Volume total	3.622 x 10 ⁶ m ³
Vazão média de longo termo (MLT – período 1931/1992)	414 m ³ /s
Vazão máxima média diária observada (07/06/83)	4.011 m ³ /s
Vazão máxima dos vertedouros no nível máximo maximorum	4.530 m ³ /s
Vazão turbinada nominal total	712 m ³ /s

A represa é constituída por (Figura 2):

- dois braços ao longo dos principais tributários (rios Tietê e Piracicaba);
- por um corpo central que compreende a planície aluvial e
- por várias enseadas devidas a tributários de pequeno porte.

Entre estes últimos assinalam-se os seguintes: **Braço do Rio Piracicaba** - Córrego da Pinga, Ribeirão da Barra, Ribeirão das Tabaranas, Ribeirão Bonito, Ribeirão Serelepe, Córrego Pedra de Amolar, Ribeirão Turvo; **Braço do Rio Tietê** - Ribeirão dos Remédios, Córrego Bom Retiro, Rio Alambarí, Córrego dos Sete Garantã, Córrego da Campina, Córrego Da Mina, Córrego Água Branca, Ribeirão Bonito, Rio Capivara, Córrego Água Espalhada; **Corpo central da represa** - Córrego Santa Cruz, Ribeirão da Onça, Ribeirão da Prata, Ribeirão das Três Barras, Ribeirão do Tuni, Córrego Araquazinho, Ribeirão Araquá.

Todos contribuem para a formação de diferentes tipologias ambientais (fluvial, de transição e lacustre) responsáveis pela heterogeneidade espacial da represa.

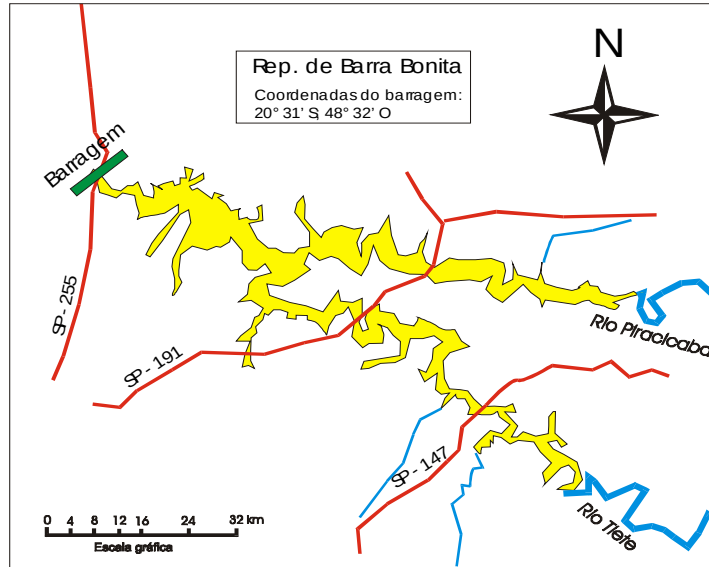


Figura 2: Represa de Barra Bonita.

4.2 Índices limnológicos

O primeiro índice calculado foi a razão entre as superfícies da bacia e da represa. O valor calculado, considerando a cota máxima útil de 451,5 m, é de 104,3, o quarto na ordem de comparação decrescente com as outras da cascata (Tabela 2). O resultado indica que a maioria das represas do rio Tietê é fortemente dependente das características ambientais e de uso da bacia de drenagem. No caso da represa de Barra Bonita o índice mostra elevada vulnerabilidade, justificada também por sua localização, pois sendo a primeira da cascata, é a mais afetada pelos “pulsos” naturais (vento, chuva, afluxos) e pela carga poluidora. BRAGA *et al.* (1998) assinalam que a represa de Barra Bonita retém quase 50% da carga de nitrogênio e fosfato advinda da poluição e gerada também pelo uso e ocupação do território a montante.

Tabela 2: Comparação entre os índices de Razão S_b/S_r da cascata de represas do Rio Tietê (S_b = Superfície bacia; S_r = Superfície represa).

Cascata de represas	S_b (km ²)	S_r (km ²)	Razão S_b/S_r
Barra Bonita	32330	310	104,3
Bariri	35430	63	562,4
Ibitinga	43500	114	381,6
Promissão	57590	741	77,7
Nova Avanhandava	62300	210	296,7
Três Irmãos	70600	817	86,4

O Índice de Sinuosidade (IS), ou de forma, é 8,4. O valor obtido, muito longe da unidade, indica uma elevada tendência à acumulação de nutrientes devido à forma do reservatório que, apresentando numerosas enseadas, exclui alguns setores da circulação geral do sistema limitando a exportação dos nutrientes (MARCHETTI, 1989). Também esse índice foi calculado considerando a cota máxima útil de 451,5 m.

O tempo de renovação hidráulica (TRH) foi calculado para cada ano da série 1969-2002.

Como se vê na Figura 3, a maioria dos valores se situa entre 40 e 80 dias. A média do período é de 69 dias, o máximo de 131 (1971) e o mínimo de 25 dias (1983). Observa-se, também, tendência de redução dos TRH, ainda mais acentuada a partir de 1987.

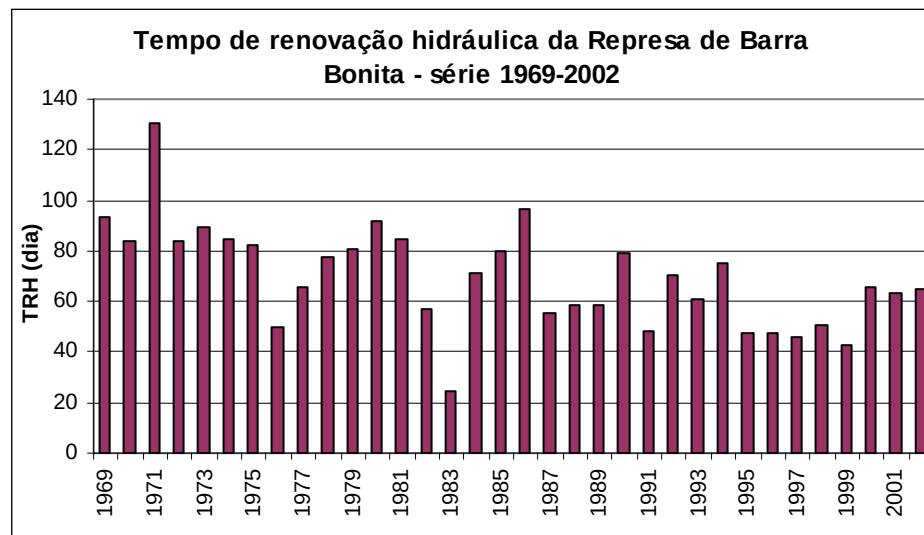


Figura 3: Tempo de renovação hidráulica, Represa Barra Bonita: série: 1969-2002.

A equação da reta de regressão entre as variáveis TRH e anos (Figura 4), mostra uma correlação negativa e significativa, sendo o coeficiente de correlação $r = 0,65$ ($p < 0,01$). Na Tabela 3 é mostrado o resultado da análise de regressão:

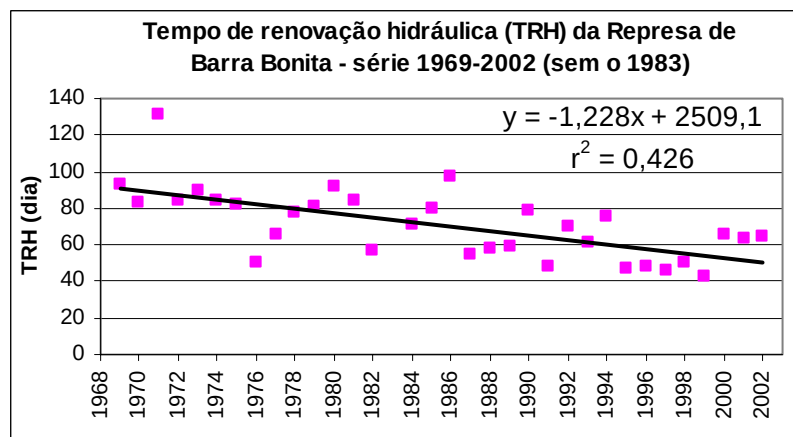


Figura 4: Regressão entre o tempo de residência hidráulica (TRH) e o tempo (anos) de 1969 a 2002. O ano 1983 não foi incluído em quanto anômalo.

Tabela 3: Resultado da análise de regressão; variável dependente: TRH.

Variável	coeficiente	erro padrão	t	p
CONSTANTE	2509.111	508.067	4.939	0.000
X	-1.228	0.256	-4.799	0.000
n=33 r= 0.653 r²= 0.426				

Na Figura 5 a ausência de tendência no plot dos resíduos versus o tempo, indica ausência da autocorrelação. A validade da análise é também confirmada pelo índice de Durbin-Watson ($d= 1,943$) sendo o valor bem próximo de 2.

Para se avaliar a normalidade dos resíduos, foram calculados:

$$g_1 = 0,55 \quad \text{e} \quad g_2 = 1,38.$$

Visto que:

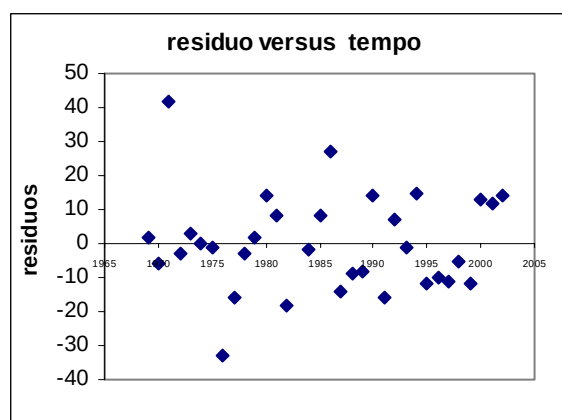


Figura 5: Gráfico dos resíduos versus o tempo.

$$\gamma_{1(0,05;33)} = 0,81 \quad \text{e} \quad \gamma_{2(0,05;33)} = 1,99$$

pode-se concluir que a distribuição dos resíduos segue a distribuição normal.

A amplitude máxima anual do nível da água da represa (AMANA) se situa entre 1,5 m e 9,6 m (Figura 6). Em todos os casos, com a exceção dos anos 1972, 1976, 1992 e 1996 os valores foram maiores que 4 m mostrando, na maioria dos casos, valores de amplitude superiores ao intervalo 2,5-4 m considerado razoável por JACKSON & MARMULLA (2005). Esse intervalo é justificado pelo fato de que consistentes variações dos níveis da água resultam no descobrimento das superfícies com baixa declividade, comprometendo assim o sucesso da reprodução e o recrutamento das espécies de peixes que utilizam esses ambientes para reprodução, alimentação ou refúgio.

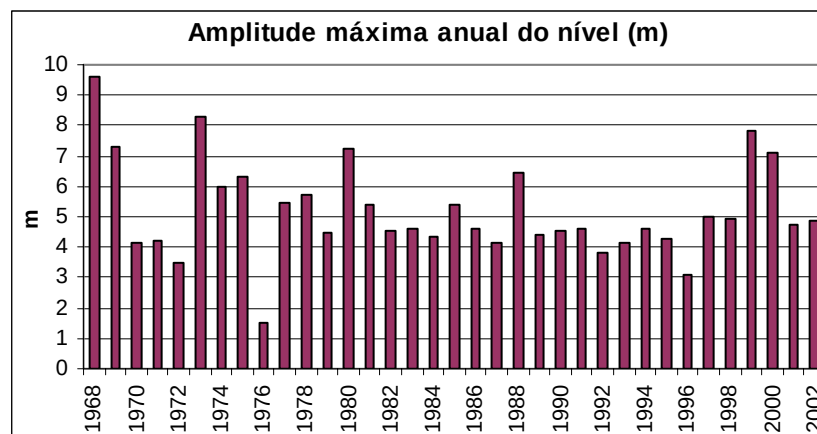


Figura 6: Amplitude máxima anual do nível da água (m) da represa de Barra Bonita.

4.3 Pluviometria

A análise da série histórica dos dados das estações de Laranjal Paulista (R.Tietê), Santa Teresinha (R.Piracicaba) e Barra Bonita (barragem), indicam uma época seca com menos de 80 mm de chuva total por mês, de abril a setembro e uma chuvosa de outubro a março com média anual em torno de 200 mm/ano (Figuras 7 - 9). O comportamento pluviométrico nas três estações é similar, apesar de Laranjal Paulista apresentar valores um pouco inferiores.

As estatísticas descritivas das séries consideradas (Tabelas 4 - 6) mostram que, em média, o período mais chuvoso é o bimestre dezembro-janeiro, mas picos máximos podem aparecer até março.

A chuva total anual (Figura 10) varia entre um mínimo de 617,4 mm em 1981 (estação S.Terezinha) e um máximo de 2417,6 mm em 1960 (estação S.Terezinha). A maioria dos valores se situa entre 1000 e 1500 mm por ano. Anos particularmente chuvosos foram 1976, 1982 e 1983 para as três estações e 1960 e 1965 para S.Terezinha.

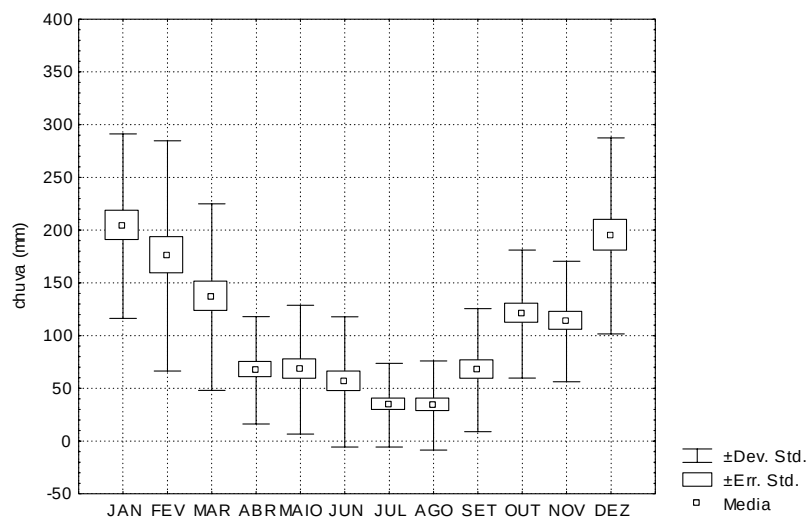


Figura 7: Chuva total (mm), série: Jan/58-dez/92.
Rio Tietê - Laranjal Paulista (D4-022 posto: Laras).

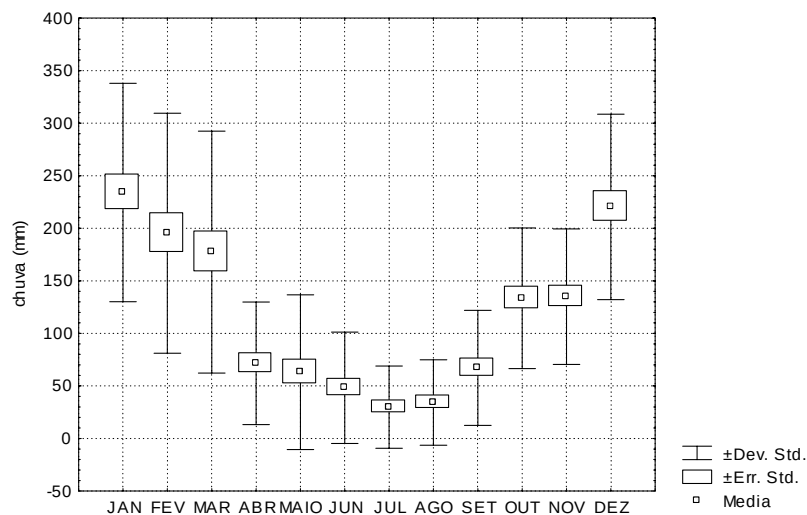


Figura 8: Chuva total (mm), série: Jan/58-dez/92.
Rio Piracicaba - Santa Terezinha.

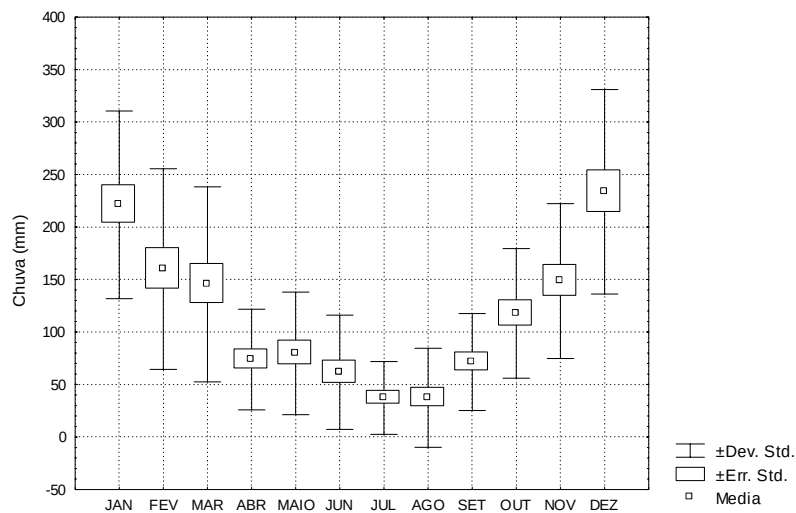


Figura 9: Chuva total (mm) série: Jan/70-dez/91
Barra Bonita - barragem.(D5-028)

Tabela 4: Estatísticas descritivas da pluviometria (mm/mês) da estação Laranjal Paulista – r.Tietê.

	N. Válidos	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Variância
JAN	35	203,8	187,5	75,1	425,5	7646,8
FEV	35	175,6	142,6	28,1	434,4	11917,1
MAR	35	136,5	117,5	32,5	451,5	7817,2
ABR	35	67,1	57,5	0,2	269,4	2590,1
MAIO	35	67,7	46,1	0,2	272,6	3729,0
JUNHO	35	56,0	38,9	0	249,1	3814,2
JUL	35	34,1	19,0	0	162,2	1570,6
AGO	35	33,8	14,2	0	169,0	1781,2
SET	35	67,2	56,4	2	276,8	3404,6
OUT	35	120,4	114,9	14,1	231,1	3683,9
NOV	35	113,4	99,0	44,8	329,4	3268,0
DEZ	35	194,5	181,2	53	519,7	8631,2

Tabela 5: Estatísticas descritivas da pluviometria (mm/mês) da estação Santa Terezinha – r.Piracicaba.

	N. Válidos	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Variância
JAN	35	234,1	206,2	62,1	495,5	10781,3
FEV	34	195,3	157,9	60,8	515,2	13045,8
MAR	33	177,4	140,9	15,8	442,5	13241,6
ABR	34	71,5	56,0	0	214,4	3397,2
MAIO	34	63,1	48,9	0	337,4	5412,0
JUNHO	34	48,3	28,7	0	185,7	2806,7
JUL	33	29,9	11,8	0	119,0	1525,0
AGO	33	34,3	12,0	0	137,3	1654,7
SET	33	67,2	53,2	0	215,9	2998,1
OUT	33	133,5	138,1	12,6	290,7	4470,2
NOV	34	135,0	125,5	34,2	315,6	4155,7
DEZ	34	220,4	211,0	90,5	454,6	7787,3

Tabela 6: Estatísticas descritivas da pluviometria (mm/mês) da estação Barra Bonita – Barragem.

	N. Válidos	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Variância
JAN	22	221,2	205,0	82,8	404,3	7995,7
FEV	22	160,0	148,4	16,4	381,2	9125,8
MAR	22	145,4	132,8	26,4	408,9	8613,6
ABR	22	73,8	68,9	2,7	172,5	2293,0
MAIO	22	79,7	71,5	6,2	232,4	3405,5
JUNHO	22	61,7	57,8	0,0	194,5	2951,8
JUL	22	37,2	24,6	0,0	126,0	1202,2
AGO	22	37,4	10,8	0,0	138,7	2226,7
SET	22	71,4	65,2	10,9	189,7	2130,6
OUT	22	117,7	95,3	28,1	260,1	3812,3
NOV	22	148,5	143,1	38,5	362,8	5439,4
DEZ	22	233,5	221,7	105,5	431,0	9487,0

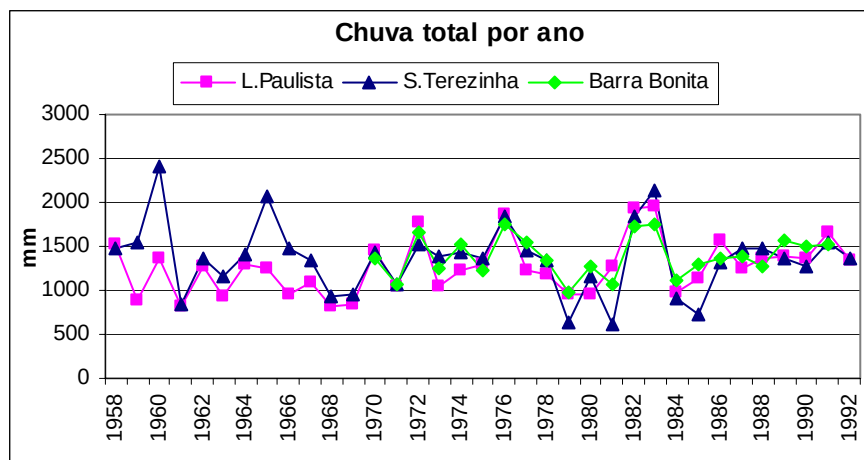


Figura 10: Chuvas totais por ano.

4.4 Fluviometria e gestão hidráulica

As vazões de afluxo (m^3/s) a represa de Barra Bonita (Figura 11) mostram um trimestre com vazões mínimas (julho a setembro) e um quadrimestre com vazões máximas (dezembro a março), mas em geral o andamento acompanha o ritmo das chuvas.

A correlação entre vazão e pluviometria foi testada considerando os valores dos afluxos a represa e as chuvas mensais no ponto Barra Bonita-barragem (Figura 12). A correlação foi calculada pelo coeficiente de correlação de Pearson (r) a 262 graus de liberdade aos níveis de significância de $p=0,05$ e $p=0,01$, indicada por “*” e “**” respectivamente. O resultado evidencia correlação altamente significativa e positiva entre as variáveis consideradas, sendo $r=0,55^{**}$.

O andamento das vazões de defluxo da represa, ao contrário, é mais homogêneo (Figura 13), com valor máximo em fevereiro, quando é maior o aporte das chuvas. Nos demais meses (abril-novembro) o volume dos defluxos médios é praticamente constante, com a exceção do mês de

junho no qual o valor médio é numericamente maior. Esta anomalia é relacionada às chuvas particularmente abundantes ocorridas no mês de junho do ano 1983. Para visualizar o efeito das chuvas nas vazões de defluxo, na Figura 14 são mostrados os defluxos sem o

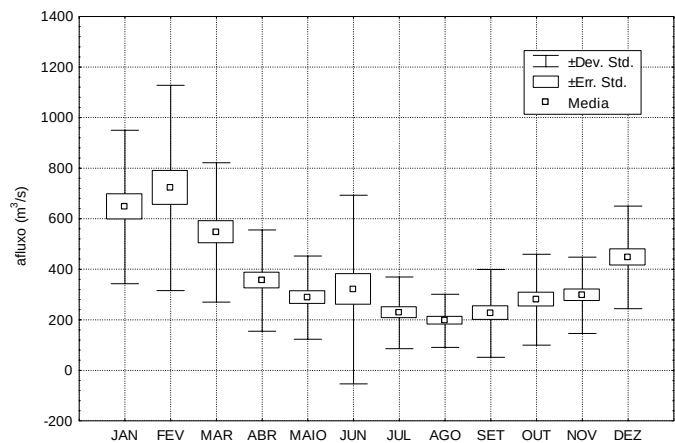


Figura 11: Vazões mensais de afluxo (m^3/s) à represa de Barra Bonita. Série mar./1968-dez./2002.

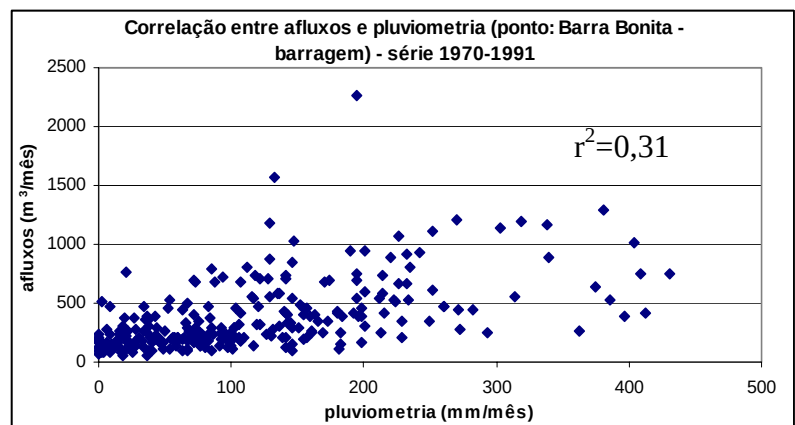


Figura 12: Correlação entre afluxos e pluviometria.

ano 1983. Neste caso aparece mais evidente o efeito da regulação antrópica sobre o defluxo.

Nas tabelas 7 e 8 as estatísticas descritivas respectivamente dos afluxos e defluxos, mostram que a média mínima dos afluxos ocorre em agosto ($196 \text{ m}^3/\text{s}$) e a máxima em fevereiro (não considerando o valor do mês de junho devido aos dados anômalos do 1983) com $721,6 \text{ m}^3/\text{s}$. No caso dos defluxos, a média mínima ocorre em maio

($287,7 \text{ m}^3/\text{s}$) e a máxima, também excluindo o de junho, em fevereiro ($648,9 \text{ m}^3/\text{s}$).

Note que nas Tabelas 7 e 8 a média (máxima e mínima) e a mediana, quase coincidem, indicando sincronia e normalidade desses dados.

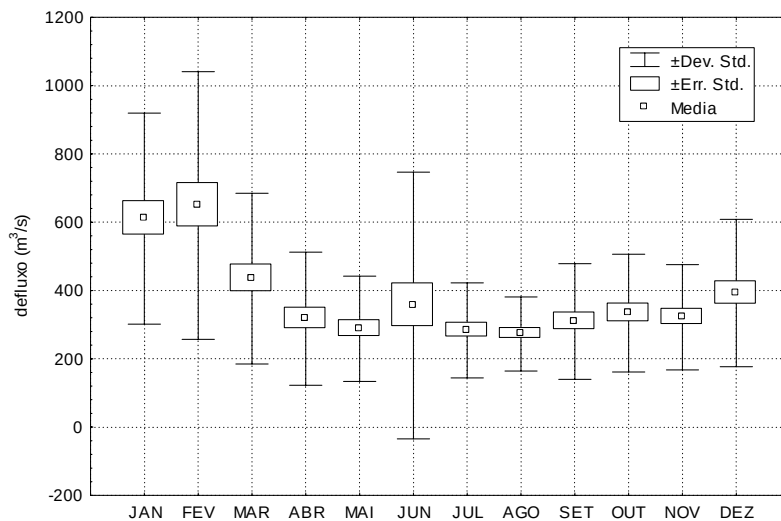


Figura 13: Vazões de defluxo (m^3/s) da represa de Barra Bonita. Série mar./1968-dez./2002.

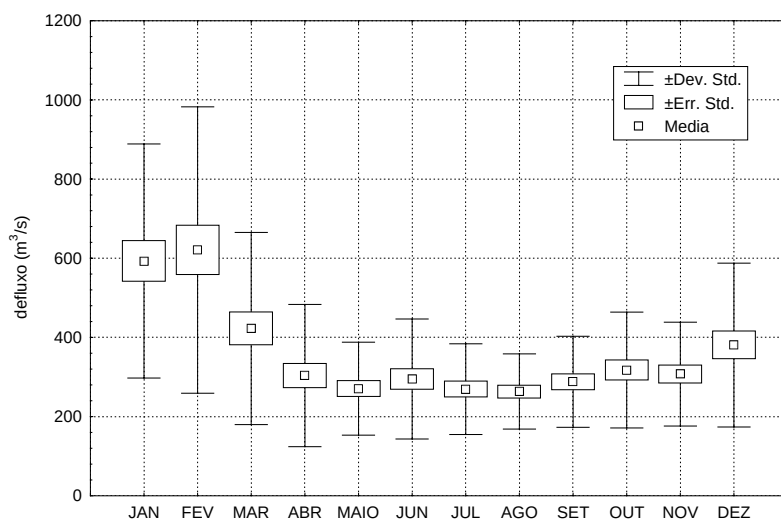


Figura 14: Defluxos da represa de Barra Bonita. Série mar./1968-dez./2002, sem o ano de 1983.

Tabela 7: Estatísticas descritivas das vazões de afluxos (m^3/s , por mês) da represa de Barra Bonita. Série histórica: mar/1968-dez/2002. As setas indicam a média máxima e a média mínima.

	N. Válidos	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Variância
JAN	34	646,4	561,9	123,0	1341,0	92104,5
FEV	34	→ 721,6	668,0	87,0	1872,0	164826,7
MAR	35	545,5	477,0	119,0	1193,0	76000,9
ABR	35	354,9	316,0	100,1	1032,0	40116,5
MAIO	35	287,8	252,0	61,0	920,0	27094,6
JUN	35	319,8	207,0	82,0	2269,0	139191,6
JUL	35	227,4	196,6	61,0	760,0	20100,1
AGO	35	→ 196,0	186,0	58,0	551,0	11056,2
SET	35	225,3	200,0	53,0	941,0	30198,5
OUT	35	279,5	196,0	91,0	795,0	32263,1
NOV	35	296,8	273,0	65,0	738,0	22806,8
DEZ	35	446,8	411,0	127,0	1106,0	41234,3

Tabela 8: Estatísticas descritivas das vazões de defluxos (m^3/s , por mês) da represa de Barra Bonita. Série histórica: mar/1968-dez/2002. Entre parêntesis os dados sem o ano de 1983. As setas indicam a média máxima e a média mínima.

	N. Validos	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Variância
JAN	34	610,6 (592,9)	520,5	140,0	1285,0	95479,5
FEV	34	→ 648,9 (620,7)	584,0	72,0	1696,0	153727,6
MAR	35	434,6 (422,3)	378,0	93,0	960,0	62434,7
ABR	35	317,5 (303,6)	283,0	53,0	960,0	37985,1
MAIO	35	→ 287,7 (270,5)	268,0	38,0	872,0 (525,0)	23759,6
JUN	35	356,1 (295,1)	270,0	29,0	2430,0 (757,0)	152517,2
JUL	35	283,2 (269,4)	270,0	65,0	751,0 (682,0)	19382,0
AGO	35	272,7 (263,5)	273,0	82,0	587,0 (561,0)	11738,4
SET	35	309,1 (287,8)	292,0	77,0	1034,0 (732,0)	28746,8
OUT	35	333,7 (317,7)	314,0	50,0	879,0 (742,0)	29783,4
NOV	35	321,5 (307,3)	278,0	66,0	805,0 (633,0)	23734,1
DEZ	35	392,5 (380,6)	350,0	109,0	1168,0	46509,3

A análise das variações diárias das cotas da represa (Figura 15) mostra uma fase de enchente de dezembro a maio e uma de esvaziamento de junho a novembro. Todavia, no período observado, a cota máxima de 451,85 m foi em junho 1983 e a mínima de 440,14 m em maio 1969. As duas pertencem a anos “anômalos” sendo o do 1983 particularmente

chuvoso e o de 1969 seco. A cota máxima útil de 451,5 m foi superada em raras ocasiões (em março/1968, fevereiro e maio/1970, março/1974, maio-junho-julho/1976, junho e julho/1982 e abril-maio-junho/1983). Em nenhum caso foi atingida a cota do máximo maximorum de 453 m e também nunca, o nível, foi abaixo do mínimo útil de 439,5 m.

Embora a variação anual média tenha sido de 5,2 m, as variações diárias das cotas são limitadas, sendo da ordem de algumas dezenas de centímetros. Todavia, em alguns casos, verificaram-se variações diárias acima de 1 m, como aquelas ocorridas em 18 e 19 novembro de 1973 (respectivamente de 2,93 m e 3,15 m) e em 16 e 17 dezembro de 1975 (respectivamente 1,88 m e 2,13 m).

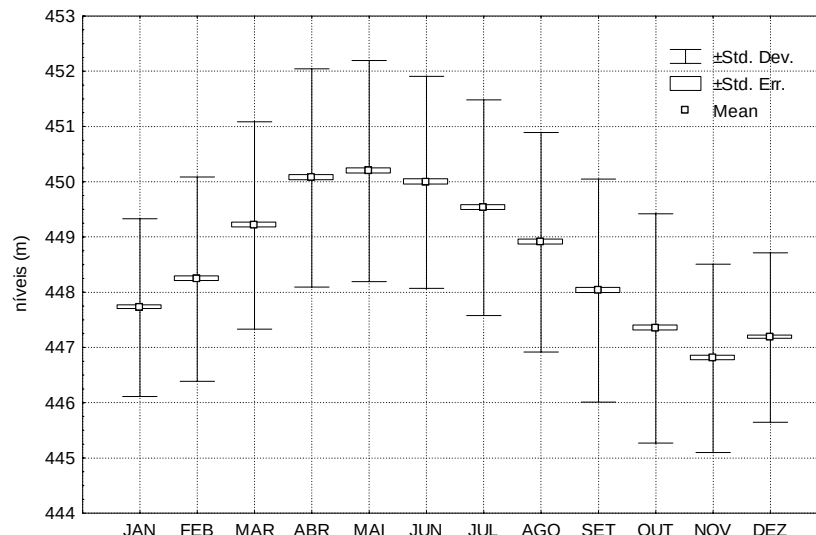


Figura 15: Variação do nível diário (m) nas cotas da represa de Barra Bonita. Série mar./1968-dez./2002.

Na Figura 16, os dados médios da cota mensal são mostrados juntos aos correspondentes defluxos, onde é possível observar que a variação dos defluxos é função do nível e do regime das chuvas no ano. Anos particularmente chuvosos como os de 1976 e 1983 resultaram em um aumento dos defluxos mensais para manter a cota da represa dentro os limites fixados. Ao contrário, anos particularmente secos como os de 1969, 1978, 1979, 1986 e 2000 resultaram em queda dos níveis e forte redução dos defluxos.

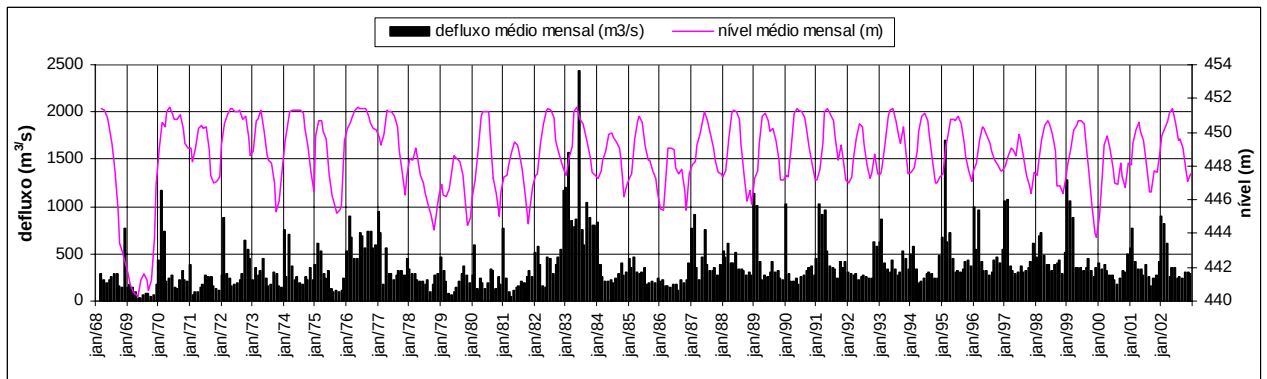


Figura 16: Defluxos médios mensais (m^3/s) e variações do nível médio da Represa de Barra Bonita de março 1968 a dezembro 2002. Fonte: AES-Tietê.

A correlação entre os defluxos e a variação do nível, após transformação logarítmica ($\log_{10}$) dos dados, foi calculada pelo coeficiente de correlação de Pearson (r) com 416 graus de liberdade. O resultado (Figura 17) evidencia uma correlação positiva e altamente significativa entre as variáveis consideradas com $r=0,33^{**}$.

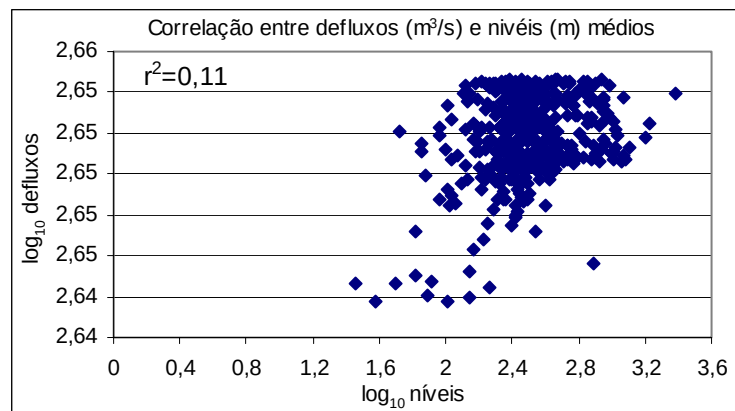


Figura 17: Correlação entre defluxos e variações do nível da represa de Barra Bonita. Dados transformados ($\log_{10}$).

Para mostrar a variação diária dos níveis, na Figura 18, são apresentados os dados do período 1997-2002, onde é possível observar que: 1) durante a fase de enchente alternam-se subidas e descidas de nível; 2) a fase de enchente termina quando o nível de 451 m ou 451,5 m é atingido; 3) a fase de esvaziamento é bem mais abrupta que a antecedente não apresentado “micro-pulsos”; 4) quando a cota ao redor de 446 m é atingida, se inicia uma

nova fase de enchente; 5) o ultimo bimestre do ano 1999 e o primeiro do 2000 foram particularmente secos, assim a represa atingiu a cota mínima de 443,08 m (dezembro 1999) e 443,06 m (janeiro 2000).

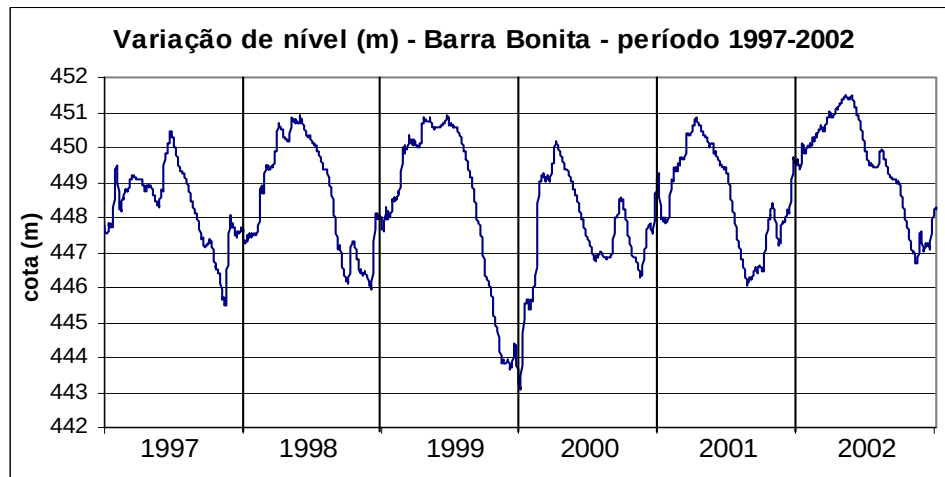


Figura 18: Variação diária do nível (m) da Represa Barra Bonita – período jan./1997-dez./2002.

5. DISCUSSÃO

As represas são sistemas complexos que refletem todas as características naturais e o uso antrópico da bacia. Particularmente importante, no estudo destes ecossistemas, são os aspectos relacionados às entradas (pluviometria, vazões de afluxo) e à gestão antrópica (características físicas e gestão hidráulica da represa). A compreensão desses aspectos, independentemente da qualidade física e química da água, permite entender melhor o mecanismo de funcionamento do ambiente e as conseqüências sobre o compartimento biótico.

As represas, do ponto de vista físico, podem ser classificadas de várias formas. Entre as classificações mais comuns, estão aquelas baseadas em tamanho (área e volume) e tempo de retenção hidráulica (TRH).

No primeiro caso, a represa de Barra Bonita pode ser considerada de médio porte (STRASKRABA, 1999; STRASKRABA & TUNDISI, 1999) de acordo com a classificação da Tabela 9, comparada com suas características na Tabela 1.

Tabela 9: Classificação de represas baseada em tamanho (fonte: STRASKRABA, 1999).

categoria	Área (km²)	Volume (m³)
Grande	$10^4 - 10^6$	$10^{10} - 10^{11}$
Media	$10^2 - 10^4$	$10^8 - 10^{10}$
Pequena	$1 - 10^2$	$10^6 - 10^8$
Muito pequena	<1	<10 ⁶

Em relação à classificação segundo o TRH (Tabela 10), ela pertence à categoria intermédia (TRH_{médio} = 69 dias).

Tabela 10: Classificação de represas baseada em TRH (fonte: STRASKRABA, 1999).

categoria	TRH
Fluente	< duas semanas
intermédio	Duas semanas < TRH < 1 ano
longo	> 1 ano

O TRH se constitui num importante índice limnológico. STRASKRABA (1999) afirma que represas com $TRH < 1$ ano, têm menor tendência à estratificação e retêm menor quantidade de fósforo. Ao contrário, represas com TRH mais longo, evoluem rapidamente para condições eutróficas com maior frequência de *bloom* de cianobactérias.

Para a represa de Barra Bonita, TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI (1990) calcularam um TRH variável entre 1 e 6 meses; BARBOSA *et al.* (1999) avaliaram um tempo de 37-137 dias. Na presente análise o TRH, da série histórica 1968-2002, resultou numa média de 69 dias (mín.=25 d ; máx.=131 d; mediana= 68 d), indicando uma dinâmica hidráulica mais rápida daquela relatada na literatura. A diminuição do TRH no tempo pode, então, ser interpretada como um sintoma de “envelhecimento físico” da represa devido a processos de sedimentação de materiais erodidos na bacia de drenagem e transportados pelo fluxo dos rios (assoreamento).

De acordo com as características mencionadas acima por STRASKRABA (1999), o reservatório de Barra Bonita, tenderá a exportar uma carga maior de nutrientes e a reduzir os períodos de estratificação. Neste último caso, TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI (1994) definem a represa como “polimítica” indicando a profundidade relativamente baixa (prof. máx.=25m; $\bar{z}$ =10,1m), a ação do vento e da gestão hidráulica como as principais forças no processo de circulação. STRASKRABA (1999) lembra que, nos trópicos, os fluxos de alta densidade (ricos em substâncias particuladas) podem também determinar condições de estratificação provocando extensas anoxias (com conseguinte mortandade de peixes), produção de gases e acumulação de nitrogênio e fosfato no hipolímnio. Neste sentido, o período mais crítico, para a fauna ictíica da Barra Bonita, ocorre no trimestre dezembro-fevereiro, quando os afluxos relacionados aos eventos pluviais da região, são maiores.

Outro período crítico se estende de junho a novembro, quando as chuvas são menos intensas e aumenta o uso da água. Nesta época, observa-se uma diminuição progressiva da cota que, dependendo da inclinação da margem, pode resultar na exposição de vastas superfícies com importantes implicações sobre os ciclos biológicos da fauna e dos peixes em particular. Neste semestre, particularmente crítico é o período de setembro a novembro quando ocorre a reprodução de muitas espécies de peixes.

6. CONCLUSÕES

A análise dos dados físicos, pluviométricos, hidrológicos e da gestão hidráulica da represa de Barra Bonita, permite concluir que:

- a represa é de médio porte, fortemente vulnerável aos aportes da bacia de drenagem e com tendência à retenção de nutrientes devido à alta sinuosidade da margem;
- o tempo de retenção hidráulica e a variação máxima anual de nível mostram uma dinâmica hidráulica rápida sendo TRH médio=69 dias (mediana=68 d) e o AMANA médio=5 m (mediana=4,6 m);
- a tendência estatisticamente significativa de redução do TRH ao longo do tempo é sintoma de envelhecimento físico do reservatório, que está se colmatando;
- quanto à pluviometria, distinguem-se dois períodos: seco - de abril a setembro (com pico em julho-agosto) e chuvoso - de outubro a março (com pico em dezembro-janeiro);
- os maiores afluxos à represa são observados de dezembro a março;
- os maiores defluxos são observados em janeiro e fevereiro quando os aportes das chuvas são maiores;
- a comparação entre os afluxos e defluxos, indica a alteração do ciclo hidrológico natural. Em particular, evidencia-se uma atenuação das fases de enchente e seca. O período de enchente é limitado só ao bimestre janeiro-fevereiro e, nos demais meses, o defluxo é praticamente constante. Assim, observa-se a atenuação e o prolongamento da fase de seca de julho-setembro (condições naturais) para maio-novembro (condições resultantes da regulação);
- a fase de enchente da represa estende-se de dezembro a maio e a de esvaziamento de junho a novembro;
- a fase de enchente apresenta vários “micro-pulsos” (ou seja subidas e descidas do nível) ao contrário da fase de esvaziamento que é mais abrupta e contínua;

- os períodos potencialmente críticos para a ictiofauna são: o trimestre dezembro-fevereiro e de setembro-novembro, respectivamente devidos á época de chuva e a fase de esvaziamento da represa.

CAPITULO II

Análise da comunidade ictíica

1. INTRODUÇÃO

1.1. Represas e ictiofauna

Segundo BRITSKI (1994), a construção das barragens provoca profundas alterações no meio ambiente com implicações decisivas sobre a fauna e a flora e, em especial, sobre os peixes. As alterações provocadas se traduzem em perda de biodiversidade e as conseqüências a médio e longo prazo, na alteração dos equilíbrios das comunidades naturais, ainda não são bem esclarecidos. Por isso, é necessário realizar inventários prévios dos organismos existentes na área que sofrerá alterações, com o objetivo de reduzir ao máximo o impacto causado ao meio ambiente.

Em relação à ictiofauna das represas, FERNANDO & HOLCIK (1991) afirmam que em tais ambientes, a fauna é inicialmente recrutada a partir das espécies ribeirinhas pré-adaptadas a condições lacustres. Em seguida, verifica-se uma depleção populacional que

afeta principalmente as espécies de maior porte, geralmente de hábito migratório, grande longevidade e baixo potencial reprodutivo (k-estrategistas). Ao contrário, as espécies de pequeno porte, sedentárias, com alto potencial reprodutivo e baixa longevidade (r-estrategistas) e para as quais a disponibilidade alimentar é elevada, tornam-se dominantes (AGOSTINHO, 1995).

CASTRO & ARCIFA (1987), assinalam que a transformação do rio em represa altera a disponibilidade alimentar e os peixes de rios, acostumados a explorar a fauna e a flora bentônicas, têm acesso restrito a tais fontes de alimento. Além disso, a ocorrência do hipolímnio anóxico durante parte do ano, restringe a ictiofauna à zona litorânea.

A acumulação de substâncias orgânicas determina o aumento da produção de plâncton, que pode favorecer espécies com tais dietas. Todavia, nas represas do sul do Brasil essas espécies são raras, com a exceção do mapará (*Hypophthalmus edentatus*) que ocorre na represa de Itaipu se alimentando de zooplâncton (PETRERE, 1996). Por isso, em reservatórios, se observa uma fauna menos diversificada em comparação àquela dos rios da qual foi originada (LOWE-McCONNELL, 1975).

Mudanças importantes também ocorrem em relação ao sucesso da reprodução. Neste caso, foi observado por OKADA *et al.* (1996) que entre as represas da bacia do Rio Paraná, as capturas mais elevadas (kg/ha) ocorrem em represas com grandes trechos fluviais a montante (como: Itaipu e Barra Bonita) ou com importantes afluentes (ex. Jupia).

CLARK *et al.* (1998), citam que as flutuações do nível limitam o sucesso reprodutivo dos centrarquídeos da represa Brownlee (Idaho-Oregon). Outro efeito negativo associado à contração do espaço vital é a perda de microhabitats e de refúgios individuais que pode aumentar a competição inter e intraespecífica (RODRIGUEZ & LEWIS, 1994) e facilitar a difusão de patologias.

Deste modo, ressalta-se a necessidade de atuar práticas de gestão do ecossistema e da ictiofauna baseadas em pesquisas cientificamente apropriadas, constantemente atualizadas e otimizada por meio de programas de monitoramentos biológicos. A gestão do ecossistema (como um todo) e da ictiofauna em particular é, também, justificada pelo fato de que os peixes representam um importante recurso, não só do ponto de vista natural-ecológico, mas também do social e econômico. A pesca é, de fato, para muitas populações carentes, a

principal fonte protéica e de sustento econômico e se constitui também numa importante atração para o desenvolvimento turístico-recreativo de uma região.

PETREIRE (1996) observa, além disso, que de forma paradoxal as grandes represas do Sul do Brasil (Bacia do Paraná) têm baixa produtividade pesqueira em comparação com aqueles do nordeste do Brasil. Três argumentos principais são utilizados para explicar tal situação: 1) a baixa intensidade de pesca; 2) a ausência de repovoamentos sistemáticos e 3) a baixa densidade de espécies adaptadas ao ambiente lacustre que poderiam desenvolver uma eficaz ação de “grazing” sobre o plâncton pelágico (PETREIRE *et al.*, 2002).

A propósito deste último ponto, estão sendo cada vez mais difundidos estudos sobre a função da ictiofauna no controle da produtividade dos ecossistemas e numerosas teorias foram desenvolvidas para explicar a interação entre a estrutura biótica do sistema e a disponibilidade dos nutrientes (CARPENTER *et al.*, 1985; McQUEEN *et al.*, 1986; PERSSON *et al.* 1988). De particular interesse, neste âmbito da pesquisa, são as perspectivas oferecidas por meio da biomanipulação da cadeia alimentar (RIBEIRO, 2002). Através dela é possível, por exemplo, limitar a proliferação do fitoplâncton, expressão direta da eutrofização da água, por meio da atividade de “grazing” do zooplâncton sobre o fitoplâncton (BERGAMAN *et al.*, 1999). É bom recordar, todavia, que tais ações não podem ser empregadas sozinhas (JØRGENSEN & VOLLENWEIDER, 2000), pois os melhores resultados são observados quando anteriormente são empreendidas ações eficazes para limitar os fatores responsáveis pela degradação (e.g. tratamento de esgotos domésticos e industriais, gestão apropriada do uso do solo, etc...).

Portanto, neste contexto, é fundamental monitorar as represas e a evolução das populações ictíicas do ponto de vista sinecológico e autoecológico.

1.2 Caracterização da comunidade ictíica da represa de Barra Bonita - Revisão da literatura

Embora a represa de Barra Bonita seja a mais antiga do Rio Tietê, poucos estudos tiveram como objetivo a caracterização de sua ictiofauna. A maioria deles pode ser reunida em três categorias (Tabela1): 1. monitoramento da pesca profissional; 2. biologia das espécies; 3. ecologia da comunidade de peixes.

À primeira categoria pertencem os trabalhos de TORLONI *et al.* (1993), CARVALHO JR. *et al.* (1995) e SILVANO & BEGOSSI (1998). Os primeiros dois autores trabalharam com os mesmos dados e metodologias, sendo o segundo trabalho apenas uma atualização do primeiro. Os dados analisados são registros diários da produção pesqueira de cinco núcleos de pescadores profissionais, localizados nos braços fluviais dos Rios Tietê e Piracicaba. TORLONI *et al.* (1993) relatam a presença de 39 espécies que sobem para 41 em CARVALHO JR. *et al.* (1995). Infelizmente, neste ultimo caso, o trabalho não é acompanhado pela lista completa das espécies. Uma lista completa de CARVALHO JR, ao contrário, é citada no “Relatório ambiental preliminar” do Empreendimento hídrico de Santa Maria da Serra elaborado pela CESP (1996), mas a causa da falta de referência bibliográfica, não é considerada neste contexto.

No caso de SILVANO & BEGOSSI (1998) os dados pertencem unicamente ao braço do rio Piracicaba. A metodologia utilizada é a mesma, ou seja, o registro da produção pesqueira, só que o número de núcleos pesquisados foi menor.

A segunda categoria compreende trabalhos mais orientados à biologia de espécies de particular interesse para a pesca como: *Moenkhausia intermedia* (lambarí corinthiano, viuvinha), *Astyanax aliparanae* (= *A. bimaculatus*, tambiú), *Astyanax schubarti* (lambarí prateado) e *Plagioscion squamosissimus* (corvina). Neste caso os assuntos abordados são: reprodução, alimentação e mortalidade.

Além disso, é preciso assinalar neste grupo, também o trabalho de SMITH *et al.* (2003) sobre a importância da zona litoral para a disponibilidade de recursos alimentares à comunidade de peixes em reservatórios. Trata-se de um trabalho comparativo sobre o uso de recursos alimentares nas represas do médio e baixo Tietê entre as quais está a represa de

Barra Bonita. No trabalho citado, todavia, não é mencionado o número de espécies e a localização das estações de coleta para cada represa amostrada. A metodologia de amostragem é a pesca experimental com redes de espera.

Por fim, pertencem à terceira categoria os trabalhos de CASTRO (1997), BARRELLA (1997) e FREITAS (1999) realizados com o intento de caracterizar a comunidade em termos de diversidade e abundância. A metodologia de coleta foi a mesma, ou seja, pesca experimental com redes de espera de diferentes tamanhos de malhas e o esforço foi semelhante.

CASTRO (1997), analisa a diversidade e a abundância em três pontos da represa: Rio Araquá, Rio Capivara e Tamanduá (Rio Piracicaba). Também é discutida a relação entre as variáveis abióticas e a composição de espécies. A frequência de amostragem é mensal, de agosto 1992 a julho 1993.

No caso de BARRELLA (1997), a análise da comunidade da represa de Barra Bonita é parte de um trabalho bem mais amplo sobre a bacia dos Rios Tietê e Paranapanema. Parte dele foi publicado por BARRELLA & PETRERE (2003). Neste caso, o objetivo é analisar as alterações das comunidades de peixes devido à poluição e ao represamento. Na represa de Barra Bonita são considerados cinco pontos: Anhembí, Condomínio “Água Nova”, Rio Araquá, Condomínio “Tamanduá” e Rio Tabaranas (tributário do rio Piracicaba). As amostragens foram realizadas em duas épocas do ano: no inverno (seca) e no verão (chuvosa).

FREITAS (1999) avalia o efeito de recifes artificiais sobre as associações de peixes na área de influência da represa de Barra Bonita. Em particular, considerou dois ambientes diferentes (o reservatório e a zona fluvial abaixo da barragem) colocando, em cada uma, duas estações: uma com recife e a outra sem recife (controle). Os recifes artificiais foram colocados respectivamente a 5-10-15 e 20 m da margem. A frequência de amostragem foi bimensal.

Neste grupo cabe também o trabalho de SMITH *et al.* (2002) sobre “Impactos dos reservatórios do médio e baixo rio Tietê (SP) na composição das espécies de peixes e na atividade de pesca”. O trabalho teve o objetivo de analisar a composição e distribuição das espécies no sistema de reservatórios do médio e baixo rio Tietê. A metodologia de

amostragem foi a pesca experimental completada por peneiras, puçás e rede de arrasto. As coletas foram realizadas na época seca e chuvosa do ano 2000. Devido a natureza comparativa deste trabalho não se encontram, neste artigo, dados pontuais sobre o número e localização das estações de coleta e presenças das espécies em cada reservatório, por isso as informações não foram incluídas nas elaborações desta tese. Apesar disso, todavia, o interessante trabalho, junta dados bibliográficos da pesca profissional (TORLONI *et al.*, 1993) e da pesca experimental (CASTRO, 1994; AMARAL & PETRERE, 1994; BARRELLA, 1998) com os dados obtidos pelo autor no ano 2000, assim de chegar a uma estimativa de 80 espécies totais identificadas no sistema de reservatórios do médio e baixo Tietê. No caso da represa de Barra Bonita o número total de espécies assinalado é de 60.

Tabela1: Revisão da literatura sobre a ictiofauna da represa de Barra Bonita.

I CATEGORIA: MONITORAMENTO PESCA PROFISSIONAL				
Autores	N.Espécies	Período de coleta	Método e frequência de captura	Locais de coleta
Torloni <i>et al.</i> , 1993:	39	ago/1989 a dez/1991	<u>Pesca profissional</u> : redes de emalhar de diversas malhagens <u>Mensal</u> : com anotação diária das produções pesqueiras a partir de um número médio de 30 pescadores ativos	5 núcleos de pesca: Anhembí, Maria Vitória, Tanquã, Ponte do Rio Piracicaba e São Pedro
Carvalho Jr. <i>et al.</i> , 1995	41	ago/1989 a dez/1993	<u>Pesca profissional</u> : redes de emalhar de diversas malhagens <u>Mensal</u> : com anotação diária das produções pesqueiras a partir de um número médio de 31 pescadores ativos	5 núcleos de pesca: Anhembí, Maria Vitória, Tanquã, Ponte do Rio Piracicaba e São Pedro
Silvano & Begossi, 1998	Não relatado	out/1994 a set/1995	<u>Pesca profissional</u> : redes de emalhar de diversas malhagens <u>Mensal</u> : com registro dos dados de produção pesqueira por 3 dias por mês em cada estação.	Duas estações no Braço Piracicaba: 1-Ponte S.Maria da Serra e 2- Tanquã

II CATEGORIA: BIOLOGIA DE ESPÉCIES

Autores	N.Espécies	Período de coleta	Assunto	Locais de coleta
Braga, 1998	1	Mar/1991-fev/1992	Alimentação de <i>Plagioscion squamosissimus</i> (Osteichthys, Scianidae) no reservatório de Barra Bonita, Estado de São Paulo.	Rio Piracicaba
Gennari & Braga, 1996	2	Out/1985-mar/1986	Fecundidade e desova de <i>A.bimaculatus</i> e <i>A. schubarti</i> na represa de Barra Bonita, Rio Piracicaba.	Rio Piracicaba
Braga, 1997	1	Mar/1991-fev/1992	Biologia reprodutiva de <i>P. squamosissimus</i> na represa de Barra Bonita, Rio Piracicaba.	Rio Piracicaba
Costa & Braga, 1993	3	Abr/1986-mar/1987	Estudo da alimentação natural de <i>A.bimaculatus</i> , <i>A.schubarti</i> e <i>M.intermedia</i> na represa de Barra Bonita, rio Piracicaba.	Rio Piracicaba
Braga & Gennari, 1991	1	Abr/1986-mar/1987	Estudos sobre a fecundidade, desova e mortalidade natural de <i>M.intermedia</i> na represa de Barra Bonita, Rio Piracicaba.	Rio Piracicaba
Braga, 1999	1	Abr/1985-mar/1986	Idade, crescimento e taxas de mortalidade de <i>A.bimaculatus</i> na represa de Barra Bonita, rio Piracicaba.	Rio Piracicaba
Castro, 1994	35	1992-93	Ictiofauna do reservatório de Barra Bonita – SP: aspectos ecológicos da comunidade e dinâmica populacional da corvina <i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1940) (Pices, Perciformes).	3 estações: Rio Araquá, Rio Capivara e Cond. Tamanduá.
Smith <i>et al.</i> , 2003	18*	2000	A importância da zona litoral para a disponibilidade de recursos alimentares à comunidade de peixes em reservatórios <u>Pesca experimental</u> : redes de espera com tamanho das malhas de 3 a 8, 10 e 12 cm. <u>Frequência</u> : duas coletas (seca e chuva)	Reservatórios do médio e baixo Tietê. (*): O número de espécie relatado é referido as espécies mais abundantes e frequentes.

III CATEGORIA: ECOLOGIA DE COMUNIDADE

Autores	N.Espécies	Período de coleta	Método e frequência de captura	Locais de coleta
Barrella e Petrere, 2003	34*	inverno 1994 e verão 1995.	<u>*=o número de espécies é referido somente as estações localizadas na represa de Barra Bonita.</u> <u>Pesca experimental</u> : redes de espera com tamanho das malhas da 3 a 8; 10 e 12 cm. <u>Frequência</u> : duas coletas (seca e chuva).	5 estações: braço Tietê (Anhembi), braço Piracicaba (Cond. “Tamanduá”), rio Tabaranas, Cond. “Água Nova”, rio Araquá
Castro, 1997	35	1992-1993	<u>Pesca experimental</u> : redes de espera tamanho das malhas da 3 a 14 cm). <u>Frequência</u> : mensal da agosto/92 a julho/93.	3 estações: Rio Araquá, Rio Capivara e Cond. “Tamanduá”.
Freitas, 1999	23*	1998	<u>*= o número de espécies é referido somente as estações localizadas na represa de Barra Bonita.</u> <u>Pesca experimental</u> : redes de espera tamanho das malhas da 3 a 8 cm). <u>Frequência</u> : bimensal da fevereiro/98 a dezembro/98	Duas estações : a 2000m a montante da barragem nas proximidade do topônimo “Porto de Areia do Delgado”.
Smith <i>et al.</i> 2002	60**	2000	<u>Pesca experimental</u> : redes de espera com tamanho das malhas da 3 a 8; 10 e 12 cm; peneiras, puçá e rede de arrasto <u>Frequência</u> : duas coletas (seca e chuva).	<u>**= número total de espécies na represa de Barra Bonita compreensivo das ocorrências sinaladas na literatura.</u> Reservatórios do médio e baixo Tietê

Da leitura da bibliografia existente evidencia-se que a maioria dos trabalhos consideram somente os braços dos rios Tietê e Piracicaba e alguns tributários. Contudo, BARRELLA & PETRERE (2003) colocaram uma estação na área do corpo da represa, abaixo da confluência dos rios Tietê e Piracicaba (Condomínio “Água Nova”). FREITAS (1999) considerou dois pontos na zona litorânea, perto da barragem. O restante da represa, assim como os tributários menores, não foram amostrados. Considerando que a represa de Barra Bonita tem mais de 40 anos, observa-se também que os trabalhos desta categoria, são recentes sendo datados entre 1992 e 1998 (2000, considerando o trabalho de SMITH *et al*, 2002) evidenciando uma notável falta de informação em relação ao período anterior e inicial (*filling fase*) do represamento assim como do mais recente.

Dos trabalhos analisados emerge que a ictiofauna da represa de Barra Bonita é constituída por um número de espécies observado entre 23 e 39. O número total de espécies assinalado considerando a soma das presenças citadas por cada autor é, todavia, de 68.

Em relação aos resultados, CASTRO (1997) evidencia pouca variabilidade entre a diversidade da comunidade no espaço e no tempo, sugerindo pequena influência das migrações sazonais das espécies no reservatório. A equitabilidade e a riqueza apresentaram um padrão semelhante. Quanto a similaridade, as estações Araquá e Capivara mostraram maior afinidade em comparação com a de Tamanduá (com número maior de espécies), indicando uma diferença entre os dois rios formadores da represa de Barra Bonita.

No caso de BARRELLA & PETRERE (2003), a represa de Barra Bonita caracteriza-se comparativamente por alta diversidade de habitat e elevada riqueza de espécies. Nela podem ser encontradas várias espécies de interesse comercial e a produtividade é maior em comparação às outras represas do médio e baixo Tietê.

FREITAS (1999), relativamente ao efeito da introdução de recifes artificiais, mostra que as capturas e a diversidade foram maiores próximo aos recifes em comparação com as áreas controle. Evidenciou também um efeito sazonal relacionado à variação da temperatura e verificou que os recifes funcionam como “agregadores” de biomassa.

Em relação à produção pesqueira, a maior produtividade de Barra Bonita já foi relatada por TORLONI *et al*. (1993) e CARVALHO JR. *et al*. (1995). Isto é explicado pela presença de áreas de desova localizadas nos rios a sua montante (CESP, 1996). Quanto à

comunidade ictíica, CARVALHO JR. *et al.* (1995) mencionam a presença de 41 espécies, das quais as mais importantes, em peso, são: *Plagioscion squamosissimus* (corvina): 26,9%; *Prochilodus lineatus* (corimbatá): 21,6%; *Pimelodus maculatus* (mandi-guaçu), *Pimelodella* sp. (mandi-chorão), *Iheringichthys labrosus* (mandi-boca-de-velha) e *Rhinodoras dorbigny* (mandi-serrote): 12%; *Hoplias malabaricus* (traíra): 11%; *Leporinus friderici* (piava-catinguda), *L. cf. paraensis* (piava-de-asa-amarela) e *Schizodon borelii* (piava-três-pintas): 8,5%; *Steindachnerina insculpta* (saguiro branco), *Cyphocharax modesta* (saguiro curto) e *Cyphocharax nagelii* (saguiro comprido): 5,6%.

2. OBJETIVOS

A represa de Barra Bonita por sua origem e pelas características da bacia do rio Tietê à sua montante, representa um objeto de particular interesse científico, sendo um ecossistema sujeito a elevado estresse ambiental e, ao mesmo tempo, de grande interesse econômico e social pela presença de uma grande comunidade de pescadores que vivem do recurso ictício da represa.

Em síntese, os objetivos deste capítulo são:

1. buscar relações entre algumas variáveis ambientais e físico-químicas da água e a estrutura da comunidade de peixes;
2. caracterizar a comunidade ictíica em termos de riqueza, diversidade e abundância, revelando eventual estresse em relação à instabilidade de seu ambiente e à degradação ambiental;
3. verificar se há diferenças temporais entre as duas épocas de amostragem (inverno e verão);
4. evidenciar a existência de diferenças espaciais entre as várias zonas da represa (fluvial, transição e lântica) e entre ambientes (centro, desembocaduras de afluentes e lateral);
5. avaliar o estresse da comunidade a partir da comparação das curvas de abundância e biomassa;
6. analisar a estrutura da comunidade ictíica do ponto de vista trófico e reprodutivo.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

No contexto desta tese, foram considerados 24 pontos de amostragem representativos das diferentes zonas, definidas por McDONOUGH & HICKMAN (1999), como: *fluvial (FL)*; *transição (TR)* e *lêntica (LE)*. Considerando que a represa de Barra Bonita tem dois tributários principais (rios Tietê e Piracicaba), foram consideradas duas zonas fluviais.

A zona fluvial ainda tem características de rio; a zona de transição é a zona do reservatório onde a velocidade da água diminui, há aumento da seção transversal e ocorre a sedimentação das partículas suspensas com conseqüente aumento da transparência e da produção primária; a zona lêntica corresponde a área lacustre próxima da barragem, mais pobre em nutrientes, com maior penetração de luz e baixa correnteza.

3.2 Amostragem

Em cada uma destas zonas foram escolhidas seis estações localizadas em três tipos diferentes de habitat: duas na margem da represa (L: lateral), duas em desembocaduras de afluentes (D: desembocaduras) e duas na área pelágica (C: central), mais profunda.

As amostras foram coletadas em duas épocas do ano: no período seco (inverno) agosto-setembro 2003 e no período chuvoso (verão), fevereiro 2004.

Para a identificação das estações de amostragem, foi adotado um código composto por seis letras e dois números representativos da: 1. zona da represa, 2. tipo de ambiente, 3. local de amostragem, 4. número da estação e 5. época do ano, de acordo com a Tabela 2.

Tabela 2: Códigos de identificação dos pontos de amostragem.

1. Código Zona FL= FLUVIAL TR=TRANSIÇÃO LE=LÊNTICO	3. Código Local TI=BRAÇO RIO TIETÊ PI=BRAÇO RIO PIRACICABA BB=BARRA BONITA
2. Código Ambiente C=CENTRO L=LATERAL D=DESEMBOCADURA	4. Código Estação NUMÉRICO= DA 01 ATÉ 06 5. Código Época S=SECA C=CHUVA

Cada ponto de amostragem foi identificado, além do código, pelo local ou topônimo mais próximo e por coordenadas geográficas UTM - Universal Transversal Mercator. A lista completa das estações é dada na Tabela 3.

A localização de cada ponto é mostrada na Figura 1.

Tabela 3: Lista dos pontos de amostragem

Código estação	Local	Descrição	Coordenadas UTM
FLLTI01	Anhembi	Anhembi	795556-7476791
FLCTI02	P.te Jaú	Acima ponte Jaú	7826741-7486695
FLDTI03	C.Sete Guarantã	Desembocadura Córrego Sete Guarantãs	782576-7485281
FLLTI04	Clube Náutico Bonito	Clube Náutico Rio Bonito	775232-7489614
FLCTI05	Barra Capivara	Barra da Capivara	773930-7490309
FLDTI06	R.Capivara	Desembocadura rio Capivara	770327-7486595
FLLPI01	Tanquã	Rio Piracicaba – Tanquã	807226-7490643
FLCPI02	P.te S.Maria	Acima Ponte S.Maria	791554-7494225
FLDPI03	Riberão Bonito	Riberão perto de S.Maria	790135-7497248
FLCPI04	Pedra Preta	Direção Ilha da Pedra Preta	781486-7499879
FLLPI05	Cond. Três Rios	Acima R.Turvo (acima Cond. Três Rios)	781209-7500442
FLDPI06	R.Turvo	Rio Turvo	776017-7502681
TRCBB01	Ponta Água Nova	Abaixo confl. Braços (Água Nova)	768362-7499999
TRLBB02	Faz. Cerrito	Faz. do Cerrito	766380-7498476
TRDBB03	C. Onça	Córrego da Onça	771560-7502882
TRLBB04	Faz. Água Vermelha	Perto córrego da Onça	769874-7501997
TRCBB05	Ilha Cerrito	Perto Ilha do Cerrito	764924-7502382
TRDBB06	R. Araquá	Rio Araquá	761443-7495028
LECBB01	Frente Araquazinho	Frente Araquazinho	762530-7504444
LEDBB02	R. Prata	Riberão da Prata	762809-7507407
LECBB03	Perto barragem (bóia 2A)	Perto da barragem (bóia 2A)	755408-7506292
LELBB04	Usina	Lateral Usina (barragem)	754163-7507308
LELBB05	Barrinha	Perto Araquazinho	761529-7503718
LEDBB06	R. Araquazinho	Rio Araquazinho	760497-7500967

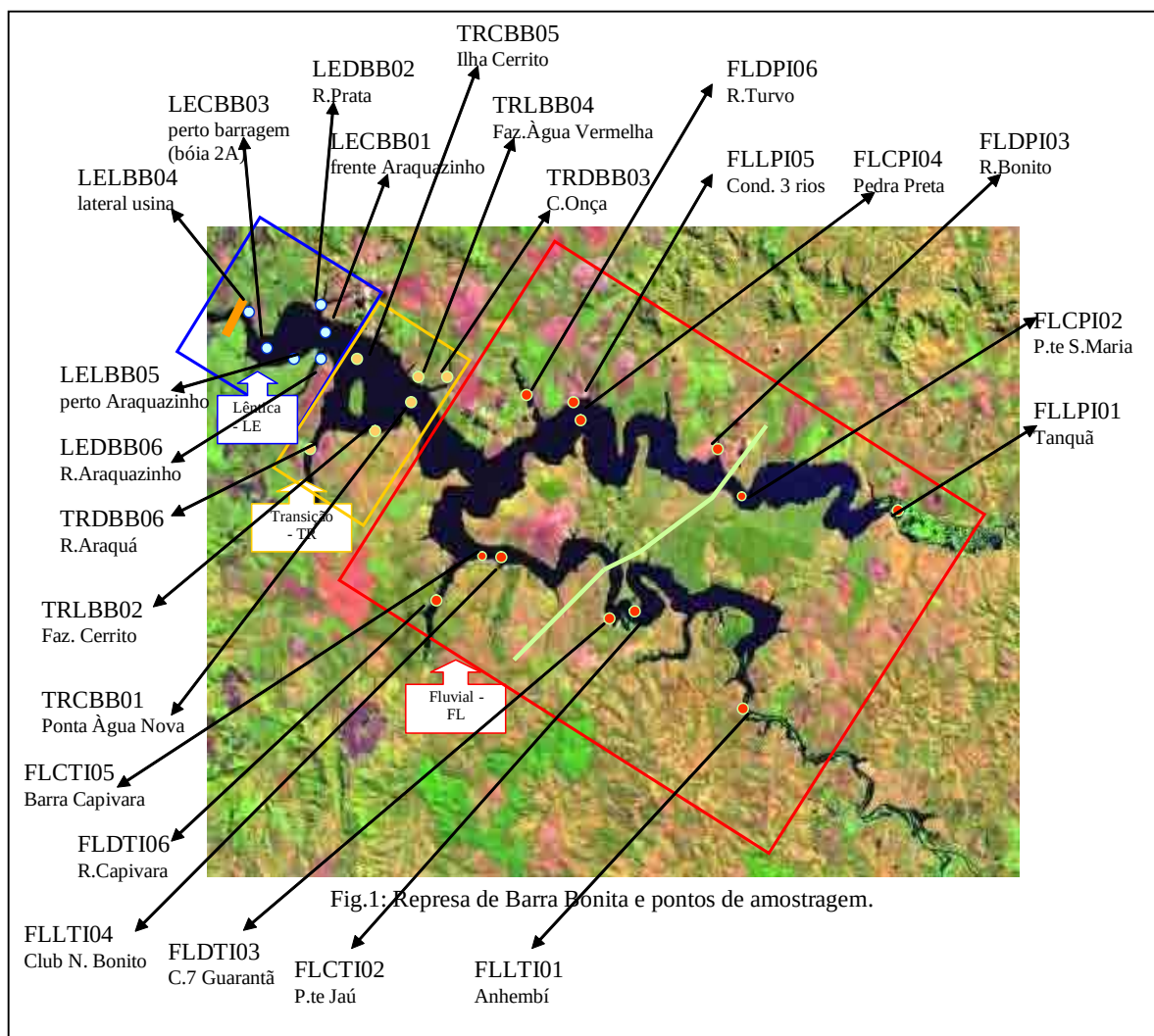


Figura1: Pontos de amostragem na represa de Barra Bonita.

3.3 Variáveis físico-químicas e ambientais anotadas

As variáveis limnológicas consideradas foram: profundidade (m), temperatura do ar e da água (°C), oxigênio dissolvido (mg/l), transparência (m), pH (unidade de pH) e condutividade ($\mu\text{S/cm}$).

A profundidade e a transparência da água foram medidas com corda graduada e disco de Secchi. As variáveis referentes à qualidade da água foram medidas a cerca de 50 cm de profundidade. Todos, com a exceção do oxigênio dissolvido, que foi determinado com o método Winkler, foram medidos com o auxílio do Horiba.

O levantamento dos dados ambientais foi completado registrando algumas informações qualitativas, categorizadas de acordo com a Tabela 4.

Tabela 4: Variáveis ambientais.

variável	Categoria I	Categoria II	Categoria III	Categoria IV
Tipologia da paisagem circunstante	condomínio	cultivo	pastagem	mata
Tipo de fundo	lodo	areia	cascalho	pedra/rocha
Presença de macrófitas	ausente	escassa	fragmentada	presente
Mata ciliar	ausente	escassa	fragmentada	presente

Para cada variável ambiental foram feitos gráficos de dispersão nas duas épocas consideradas. Em alguns casos a relação não era linear, assim foi aplicada a transformação logarítmica (base 10) para inspecionar a significância da relação nesta escala.

A metodologia de amostragem da ictiofauna foi padronizada usando duas artes de pesca diferentes a fim de minimizar os efeitos da seletividade: redes de espera e covos. No primeiro caso, em cada estação foi armada uma bateria constituída por 10 redes, cada uma de 20 m de comprimento com altura entre 1,50 m e 2,4 m com os seguintes tamanhos de malha: 3-4-5-6-7-8-9-10-11-12 cm entre nós opostos. As redes foram colocadas na água perto do fundo, armadas no período da tarde (16:00-20:00 h) e retiradas na manhã do dia seguinte (8:00-12:00 h), permanecendo na água em média 18 horas. Os covos foram colocados nos tributários abaixo das macrófitas flutuantes com o objetivo de integrar o elenco faunístico capturando, também, espécies de pequeno porte.

Após as coletas, os peixes foram colocados em sacos plásticos, etiquetados (por local de coleta, horário de retirada e número da malha da rede) e mantidos em gelo até chegar ao laboratório onde foi determinada a espécie e tomadas para cada indivíduo, as seguintes medidas biométricas: comprimento total (cm), comprimento padrão (cm), peso (g) e rápida inspeção visual externa para detecção de tumores, lesões e deformidades. Alguns indivíduos de cada espécie foram fixados em formol (10%) e conservadas em álcool (70%) para posterior determinação sistemática.

3.4 Análise dos dados

A identificação das espécies foi realizada através dos trabalhos de BRITSKI (1972), BRITSKI *et al.* (1984, 1999) e com a ajuda do Dr. Osvaldo Oyakawa especialista do Museu de Zoologia da USP de São Paulo, onde também foram depositados exemplares testemunhos.

3.4.1. Índice de constância

A comparação entre os registros de presenças históricas (baseada na pesquisa bibliográfica) de espécies na represa de Barra Bonita e o presente trabalho, foi avaliada através do índice de constância (DAJOZ, 1973). O índice é a razão percentual entre o número de amostras em que uma dada espécie está presente e o total das amostras. Define-se:

Espécie constante => quando está presente em mais de 50% dos levantamentos;

Espécie acessória => quando está presente entre 25% e 50% dos levantamentos;

Espécie acidental => quando a presença é menor do que 25% dos levantamentos.

3.4.2 Estrutura da comunidade

A estrutura da comunidade foi analisada em relação à distribuição das abundâncias (*Whittaker plot*) e pelo ajuste a quatro modelos diferentes de espécie-abundância: série geométrica, série logarítmica, log-normal truncada e do “bastão quebrado” (*Broken stick*) (MAGURRAN, 1989, 2004; KREBS, 1998).

Os modelos foram aplicados aos dados de abundâncias totais respectivamente da amostra total e de cada ambiente. A discrepância entre os dados observados e esperados pelos modelos foi avaliada, em todos os casos, com o teste de χ^2 (MAGURRAN, 1989, 2004; KREBS, 1998).

3.4.2.1 *Whittaker plot*

O *Whittaker plot* é um gráfico utilizado para representar de forma simples e rápida a estrutura de uma comunidade. Ele é construído colocando no eixo x o “rank” das n espécies ordenadas da mais para a menos abundante e no eixo y a abundância relativa, densidade, cobertura ou qualquer outra medida de importância das espécies (KREBS, 1998). Neste trabalho foi utilizado o $\log_{10}(x+1)$ da abundância relativa como recomendado por KREBS (1998). O padrão geral observado no *Whittaker plot* é a ocorrência de muitas espécies raras, moderada presença de espécies comuns e poucas espécies abundantes, mas outros padrões

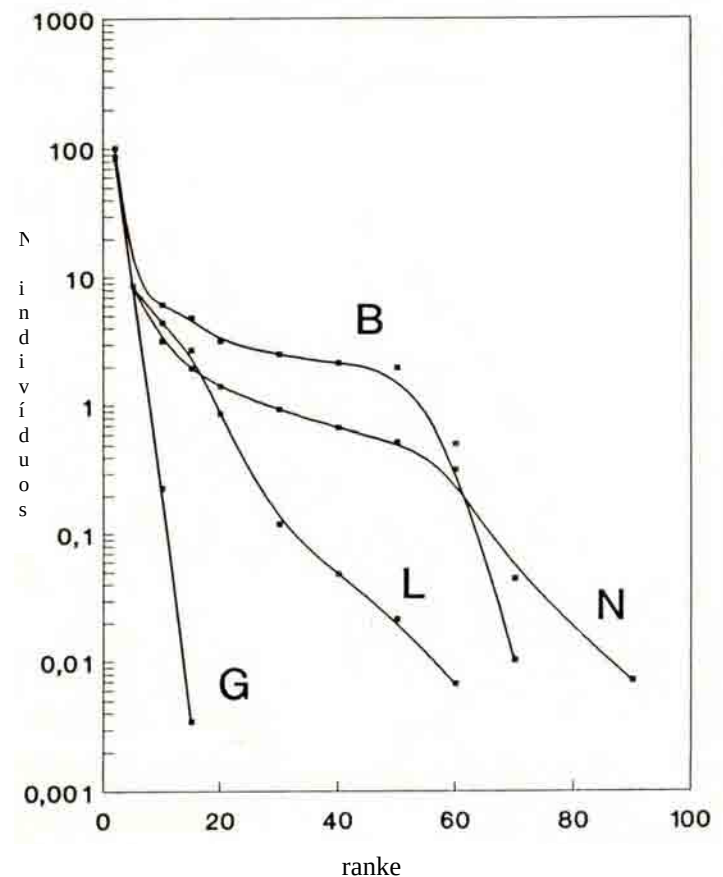


Figura 2: Modelos de organização das comunidades (G = série geométrica; N = Log-normal truncada; L = série logarítmica; B = Broken stick).

também são possíveis, dependendo do grau de desenvolvimento estrutural (maturidade) da comunidade. Portanto, da “forma” do Whittaker plot é possível observar o padrão de organização da comunidade que se pode ajustar aos quatro diferentes modelos teóricos mencionados (Figura 2). Esses modelos são descrições estatístico-matemáticas que permitem investigar a forma mais adequada da organização estrutural das comunidades (KREBS, 1998).

3.4.2.2 Série geométrica

Este modelo é geralmente adequado para comunidades pobres em espécies (MAGURRAN, 1989, 2004). É característico de comunidades pioneiras, que ocupam um habitat inicialmente vazio com poucas espécies, porém muito abundantes e é representado por uma reta descendente (ROSSARO, 1993). O pressuposto básico desse modelo é que a espécie dominante explora uma proporção k do recurso limitante, a segunda espécie utiliza uma porção k do restante e assim para todas as outras espécies. Assim, todas as espécies exploram uma parte dos recursos disponíveis sem sobreposição de nichos, resultando em que poucas espécies sejam dominantes e o restante relativamente raras (MAY, 1975, *apud* KREBS, 1998).

Do ponto de vista matemático, a abundância das espécies ordenada da mais para a menos abundante é dada por:

$$n_i = N * C_k * k * (1-k)^{i-1} \quad \text{onde:}$$

n_i = número de indivíduos da i -ésima espécie;

N = número total de indivíduos;

$$C_k = \left[1 - (1-k)^s \right]^{i-1}, \text{ é uma constante para assegurar que } \sum n_i = N ;$$

k = é a proporção do espaço de nicho disponível ou recurso que cada espécie ocupa.

O valor da constante k é estimado por iteração a partir da seguinte fórmula:

$$\frac{N_{\min}}{N} = \frac{\left[\frac{k}{(1-k)} \right] * \left[(1-k)^s \right]}{\left[1 - (1-k)^s \right]}$$

Onde $N_{\min}$ é o número de indivíduos da espécie menos abundante.

3.4.2.3 Série logarítmica

Essa distribuição descreve situações em que um ou poucos fatores dominam a ecologia da comunidade, resultando em pequeno número de espécies abundantes e grande proporção de espécies raras (MAGURRAN, 1989, 2004).

A série logarítmica é dada por:

$$\alpha x, \frac{\alpha x^2}{2}, \frac{\alpha x^3}{3}, \frac{\alpha x^4}{4} \dots\dots\dots$$

Onde:

αx = número de espécies com 1 indivíduo;

$\frac{\alpha x^2}{2}$ = número de espécies com 2 indivíduos e assim sucessivamente.

A adição dos termos acima representa o número total de espécies (S) amostradas e é dado por:

$$S = \alpha * \log_e \left(1 + \frac{N}{\alpha} \right) \quad \text{onde:}$$

S= número total de espécies na amostra;

N= número total de indivíduos na amostra;

α = Índice de diversidade.

Para o ajuste da série logarítmica são necessários os estimadores de dois parâmetros: α e x. Este último se estima por iteração da seguinte fórmula:

$$\frac{S}{N} = \left[\frac{(1-x)}{x} \right] * [-\ln(1-x)] \quad \text{onde:}$$

S = número total de espécies na amostra;

N = número total de indivíduos na amostra;

x= parâmetro da série logarítmica.

Geralmente x está no intervalo: $0,9 < x < 1,0$.

Uma vez obtido o valor do x , α pode ser estimado a partir da equação:

$$\hat{\alpha} = \frac{N(1-x)}{x} \quad \text{onde:}$$

$\hat{\alpha}$ = estimador do índice de diversidade da série logarítmica

N = número total de indivíduos na amostra.

α é considerado uma expressão da diversidade das espécies na comunidade (KREBS, 1998) e é baixo quando o número de espécies é baixo e alto quando o número de espécies é alto.

A variância de $\hat{\alpha}$ é dada por:

$$\text{var}(\hat{\alpha}) = \frac{0,693147 * \alpha}{\left[\log_e \left(\frac{x}{1-x} \right) - 1 \right]^2} \quad (\text{ANSCOMBE, 1950 } \textit{apud} \text{ KREBS, 1998}).$$

Neste trabalho, os cálculos foram realizados através da rotina “logarithmic series” do pacote disponibilizado por KREBS (1998).

3.4.2.4 Log-normal truncada

Essa distribuição é a mais comum desde que a comunidade seja relativamente grande (MAY, 1975, *apud* KREBS, 1998). Nela as espécies de abundância intermediária são as mais comuns.

Os fundamentos teóricos da distribuição log-normal truncada derivam das propriedades estatísticas da Lei dos Grandes Números e do Teorema do Limite Central. Esse Teorema sugere que quando um grande número de fatores atua para determinar a soma das variáveis, o efeito aleatório desses fatores resultará numa distribuição normal destas variáveis. No caso da distribuição log-normal truncada dos dados de espécie-abundância, a variável é o número de indivíduos por espécie e os fatores determinantes são todos os processos que governam uma comunidade (MAY, 1975, *apud* KREBS, 1998).

A distribuição da log-normal truncada é expressa por dois parâmetros (S_0 e a). MAY (1975, *apud* KREBS, 1998) cita a existência de várias formas para expressar a equação da distribuição. A forma usada aqui é aquela de VANDERMEER (1981):

$$S(R) = S_0 * e^{-(aR)^2} \text{ onde:}$$

$S(R)$ = Número de espécies na $R_{ésima}$ oitava a partir da oitava modal; a escala de oitava corresponde à escala $\log_2$ e cada oitava representa o intervalo com 0-1 indivíduos, 1-2 indivíduos, 2-4, 4-8, 8-16 e assim em diante (PRESTON, 1948, *apud* KREBS, 1998).

S_0 = número de espécies na oitava modal;

a = parâmetro relacionado com a variância da distribuição.

PRESTON (1948) mostrou que para muitos casos $a = 0,2$; assim a distribuição log-normal truncada pode ser expressa somente pelo parâmetro S_0 .

A grande vantagem do modelo log-normal truncado é a possibilidade de se obter a estimativa do número total de espécies na comunidade (S^*), incluindo também as espécies raras ainda não coletadas. Isto pode ser calculado através da expressão:

$$S^* = S / (1/p_0) \quad \text{onde:}$$

S = número de espécies amostradas;

p_0 = área da curva normal.

Apesar da distribuição log-normal truncada se ajustar a dados de várias comunidades, sempre que o número de espécies é razoavelmente grande (>30), é importante verificar se há uma moda na curva de oitavas de espécie-abundância. Isto porque a porção esquerda da curva é oculta, tornando-se truncada no ponto onde as espécies são representadas por um único indivíduo. Este ponto, chamado por PRESTON (1948) linha de truncamento ou linha do véu, depende do tamanho da amostra e quanto menor ele for, mais distante da origem estará a linha do véu escondendo assim a distribuição real da comunidade.

Os cálculos para o ajuste desse modelo foram realizados através da rotina “log-normal truncada” do pacote disponibilizado por KREBS (1998).

3.4.2.5 Bastão quebrado

Este modelo é adequado para comunidades relativamente balanceadas de espécies, com menor desequilíbrio entre espécies raras e abundantes. É típica de comunidades maduras com elevada diversificação de nichos e graficamente é representada por uma curva sigmóide (ROSSARO, 1993).

Considerando a distribuição das abundâncias, o modelo é expresso pela seguinte fórmula:

$$S(n) = \left[\frac{S(S-1)}{N} \right] * \left(\frac{1-n}{N} \right)^{S-2} \quad \text{onde:}$$

$S(n)$ = número de espécies na classe de abundância com n indivíduos;

n = número de indivíduos na i -ésima espécie;

N = número total de indivíduos na amostra

S = número de espécies na amostra total.

3.4.2.6 Estimativa Jackknife

Visto que o número de espécies numa amostra geralmente é menor do que o verdadeiro (AGOSTINHO *et al.*,1997), foi obtida uma estimativa não-viciada do número de espécies com o método Jackknife. Este é um método não-paramétrico baseado apenas na frequência observada de espécies raras na comunidade (KREBS,1998).

Do ponto de vista matemático a estimativa Jackknife é dada por:

$$\hat{S} = s + \left(\frac{n-1}{n} \right) * k \quad \text{onde:}$$

$\hat{S}$ = estimador Jackknife da riqueza de espécies;

s = número total de espécies presentes em n amostras;

n = número total de amostras;

k = número de espécies únicas; por espécie única entende-se espécies que ocorrem só em uma amostra.

A variância do estimador Jackknife é:

$$\text{var}(\hat{S}) = \left(\frac{n-1}{n} \right) * \left[\sum_{j=1}^s (j^2 f_j) - \frac{k^2}{n} \right] \quad \text{onde:}$$

$\text{Var}(\hat{S})$ = variância do estimador Jackknife da riqueza de espécies;

f_j = número de amostras com j espécies únicas ($j = 1,2,3,\dots,s$);

k = número de espécies únicas

n = número total de amostras.

Esta variância pode ser usada para estabelecer os limites de confiança para o estimador Jackknife:

$$\hat{S} \pm t_{\alpha} * \sqrt{\text{var}(\hat{S})} \quad \text{onde:}$$

$\hat{S}$ = estimador Jackknife da riqueza de espécies;

t_{α} = t de Student por (n-1) graus de liberdade e α nível de probabilidade;

$\text{Var}(\hat{S})$ = variância do estimador Jackknife.

Em relação à estimativa Jackknife, KREBS (1998) assinala que a riqueza estimada pode ser viciada. Em particular HELTSHE & FORRESTER (1983a, *apud* KREBS, 1998) indicam um vício positivo. Ao contrário, PALMER (1990 *apud* KREBS, 1998) afirma que a estimativa Jackknife tem um pequeno vício negativo, mas mesmo assim é o mais acurado entre oito estimadores que examinou. Por fim KREBS (1998) afirma que esta abordagem não pode ser usada por comunidades com número de espécies raras excepcionalmente grande ou em comunidades não suficientemente amostradas (onde s é menor do que a metade das espécies presentes) enquanto que o valor máximo da estimativa é o dobro do número observado de espécies.

Neste trabalho, os cálculos foram realizados com a rotina “Jackknife” disponibilizada por KREBS (1998).

3.4.2.7 Índice de diversidade (SHANNON - WIENER)

Este índice deriva da teoria da informação e mede a incerteza de que dois indivíduos tomados ao acaso de uma população de S espécies e N indivíduos, sejam da mesma espécie. Portanto, tanto mais o valor do índice se afasta da zero tanto maior será a diversidade. Sendo a base logarítmica usada igual a dois ($\log_2$), a unidade de medida da diversidade é bits/indivíduo. Ele é dado por:

$$H' = - \sum_{i=1}^s \frac{n_i}{N} * \log_2 \frac{n_i}{N}$$

onde: s = número de espécies na amostra; n_i = número de indivíduos da i -ésima espécie; N = número total de indivíduos na amostra.

H' aumenta com o número de espécies e teoricamente pode chegar a valores elevados mas, para as comunidades biológicas, H' parece não superar o valor de 5 (KREBS, 1998).

3.4.2.8 Equitabilidade (PIELOU, 1966)

Este índice fornece informações sobre a repartição das abundâncias das espécies na comunidade. Seu valor máximo é atingido quando todas as espécies têm a mesma abundância. A equitabilidade é estimada conforme a equação:

$$E = H' / \log_2 S$$

onde H' é o índice de Shannon e $H'_{\max} = \log_2(S)$, sendo S o número das espécies na amostra.

3.4.2.9 Índice de Dominância (SIMPSON, 1949)

Fornece uma medida da dominância de algumas espécies na comunidade. Assim uma elevada dominância implica que uma ou poucas espécies têm o monopólio dos recursos (PIELOU, 1978). Ele é uma probabilidade e assim varia entre 0 e 1. É dado por:

$$D = \sum \left(\frac{n_i}{N} \right)^2$$

e estimado por:

$$\hat{D} = \sum_{i=1}^s \frac{[n_i(n_i - 1)]}{[N(N - 1)]}$$

onde: s, n_i e N são definidos como anteriormente.

3.4.2.10 Captura por unidade de esforço (cpue)

Este é um índice muito usado para avaliações dos recursos pesqueiros. É obtido como a razão entre as capturas (C, em número ou em peso) e o esforço de pesca (f), assim que:

$$cpue = C/f$$

O esforço considerado foi o conjunto de redes de espera por uma superfície total de 358 m² por uma média de 18 horas de pesca. Os resultados obtidos foram padronizados em capturas por 1000m² de rede por um período de 24 horas de pesca. Sendo assim, neste trabalho, utilizou-se o termo cpue_p para definir as capturas em peso para unidade de esforço dos peixes na amostra. O cpue_N, relativo as capturas em termo de abundância numérica,

não foi considerado em quanto em Ecologia o $cpue_p$ é considerado mais adequado para representar a importância e a contribuição das diferentes espécies na comunidade.

O uso da $cpue$ baseia-se no pressuposto de que para certa quantidade do esforço aplicado, as capturas são proporcionais ao tamanho da população no momento da coleta (RICKER, 1975). Este, todavia, não pode ser considerado um índice absoluto de abundância do estoque devido à variabilidade da capturabilidade das diferentes espécies em relação ao tipo de ambiente e ao comportamento dos peixes. Na pesca experimental, todavia, a heterogeneidade das artes de pesca (redes com vários tamanhos de malha, armadilhas etc...), limita tal variabilidade e a $cpue$ pode ser considerada uma medida apropriada da abundância o que permite a comparação das comunidades entre ambientes ou períodos diferentes (TEJERINA-GARRO *et al.*, 1998). Além disso, variações do seu valor no tempo permitem evidenciar mudanças ou tendências na dimensão do estoque.

3.4.3 Curvas de Comparação Abundância Biomassa - Índice ABC

Com o intento de avaliar o estado da comunidade em resposta à degradação ambiental foi aplicado o método de comparação gráfica das curvas de abundância (numérica) e peso. O método, originalmente desenvolvido por WARWICK (1986), representa uma ampliação das curvas de k-dominância (LAMBSHEAD *et al.*, 1983) onde a inclinação da curva cumulativa indica o nível de perturbação e é correlacionado com a diversidade. No caso do método ABC (*Abundance Biomass Comparison*), as curvas de abundância e biomassa (peso) da amostra são representadas no mesmo gráfico. No eixo y são colocados os dados expressos como frequência acumulada e no eixo x, em escala logarítmica, os ranks das espécies ordenadas da maior para a menor abundância em número e em peso. A idéia da qual o método se deriva é que numa comunidade não perturbada a biomassa é dominada por uma ou poucas espécies de grande porte (k-seleção), numericamente pouco abundantes; ao contrário uma comunidade severamente perturbada apresenta-se dominada por espécies oportunistas (r-seleção) muito abundantes numericamente, mas não dominantes em termo de biomassa devido a seu pequeno porte.

Da comparação das curvas cumulativas de abundância e biomassa é possível avaliar o estado da comunidade distinguindo:

- comunidades não perturbadas: neste caso a curva de k-dominância das biomassas está acima da curva de abundância numérica em toda sua extensão (Figura 3 a);
- comunidades moderadamente perturbadas: neste caso as espécies de grande porte desaparecem e diminui a separação entre espécies dominantes em peso e numericamente, assim que as duas curvas são similares, perto uma da outra e podem cruzar em vários pontos (Figura 3 b);
- comunidades severamente comprometidas: neste caso a curva de k-dominância das abundâncias numéricas é acima daquela da biomassa, indicando que a comunidade é dominada por espécies oportunistas que não contribuem ao incremento da biomassa do sistema (Figura 3 c).

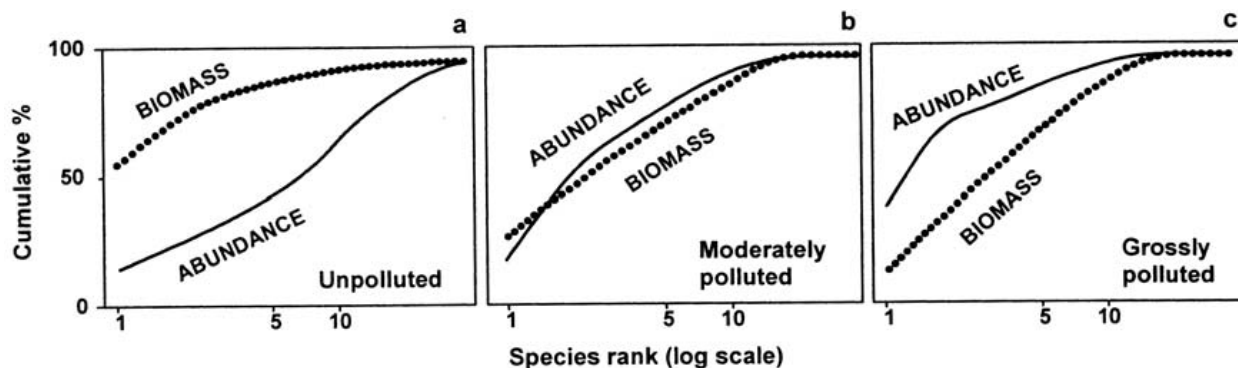


Figura 3: Método de comparação Abundância-Biomassa (ABC) para determinação dos níveis de perturbação das comunidades, baseado na comparação das curvas de k-dominância da abundância e biomassa: a=comunidade não perturbada; b= comunidade moderadamente perturbada; c= comunidade fortemente comprometida.

Para completar a análise foi também calculada a estatística W proposta por CLARKE (1990) que permite a análise estatística dos dados na comparação entre amostras. Ele é uma variação do índice ABC numérico, proposto por MEIRE & DEREU (1990):

$$ABC = \frac{\sum (B_i - A_i)}{N} \quad \text{onde:}$$

B_i = percentual de dominância da espécie i ordenada da maior para a menor biomassa;

A_i = percentual de dominância da espécie i ordenada da maior para a menor abundância em número;

N = número total de espécies.

A estatística W, utilizada neste trabalho, é:

$$W = \sum_{i=1}^s \frac{(B_i - A_i)}{[50 * (S - 1)]} \quad \text{onde:}$$

B_i e A_i são os mesmos do índice ABC e S é o número de espécies na amostra.

Obviamente A_i e B_i não necessariamente se referem à mesma espécie visto que as espécies são rankeadas separadamente (MAGURRAN, 2004).

O índice, assim como a estatística W , varia entre -1 e +1; é negativo para situações caracterizadas por grande estresse, é próximo de zero para situações de estresse moderado e positivo para ausência de estresse.

MEIRE & DEREU (1990), todavia, ressaltam que a baixa riqueza específica pode dificultar essa interpretação como foi verificado no caso de comunidade de peixes de pequenos rios europeus onde a riqueza das espécies variava entre 6-11. Para evitar esse risco, neste trabalho, foram considerados os dados de $cpue_N$ e $cpue_P$ para a amostra total respectivamente da represa, das zonas e dos ambientes, sendo o número de espécies entre um mínimo de 17 e um máximo de 35.

3.4.4 Análise de covariância (exploratória)

A análise de covariância (ANCOVA) é um método estatístico que combina a análise de regressão com a análise da variância (CAMUSSI *et al.*, 1986).

O modelo da covariância pode ser descrito como:

Valor observado na variável dependente = Constante + Efeito dos níveis do(s) tratamento (s) + Efeito da(s) co-variável (eis) + Resíduo

Algebricamente, uma one-way ANCOVA, por exemplo, é dada por:

$$Y_{ij} = \mu + \tau_i + \beta(X_{ij} - \bar{X}) + e_{ij},$$

Onde os parâmetros: μ é a média geral, τ_i é o efeito do tratamento com i níveis e β é o coeficiente responsável pelo efeito da co-variável, que é uma variável contínua.

Nesta tese a análise de covariância foi usada de forma exploratória com o objetivo de verificar quais variáveis categóricas (paisagem, tipo de fundo, macrófitas e mata) e contínuas (profundidade, temperatura, pH, transparência, condutibilidade, oxigênio) são relacionadas com a diversidade (variável dependente) em número (H'_N) ou em peso (H'_P), (portanto foram realizadas duas análises de covariância em separado, uma com a diversidade em número (H'_N) e a outra com a diversidade em peso (H'_P)).

Não será possível testar o paralelismo entre os hiperplanos (o que é um pré-requisito a mais para a ANCOVA, além daqueles da ANOVA e análise de regressão), devido a inerente falta de replicação no presente delineamento experimental.

Na definição do modelo, vamos adotar um procedimento “*backward*”, isto é: colocando todas as variáveis e fatores saturando o modelo e manualmente, adotando $p=0,15$, descartando as variáveis (profundidade, temperatura, pH, transparência, condutibilidade, oxigênio) e fatores (paisagem, tipo de fundo, macrófitas e mata) que não forem significativos neste nível de probabilidade em busca do modelo mínimo, para explicar seus efeitos na variável dependente.

Assim o modelo é:

(H'_N) ou (H'_P) = constante + paisagem + tipo de fundo + macrófitas + mata + profundidade + temperatura + pH + transparência + condutibilidade + oxigênio.

3.4.5 Análise de agrupamento

Com o intento de evidenciar a similaridade entre as estações em relação à distribuição espacial das espécies, os dados de presença/ausência obtidos das capturas totais foram tabulados em forma de matriz e utilizados para uma análise de agrupamento. A matriz resultante consta de 35 espécies por 24 estações. O método de ligação utilizado foi da média não ponderada (UPGMA: Unweighted Pair Group Method Average) que calcula a média aritmética da distância (ou similaridade) entre o objeto que se quer incluir num grupo e cada objeto desse grupo. O objeto é atribuído ao grupo com o qual tem a menor distância (ou maior similaridade) média com todos os objetos (VALENTIN, 2000). Considerando que as amostras dificilmente possuem todas as espécies e que pares de dados nulos aumenta, gerando o problema da falsa semelhança entre amostras, a métrica escolhida foi a Jaccard que exclui a dupla ausência (VALENTIN, 2000). A matriz de similaridades original foi comparada posteriormente com a matriz cofenética, através do Teste de Mantel, a fim de avaliar o grau de distorção proporcionado pelo método de agrupamento escolhido, sobre os dados originais. O menor valor adotado para considerar o dendrograma como boa representação da matriz de similaridade original foi de 0,75 como sugerido por McGARIGAL *et al.* (2000)

3.4.6 Análise da Variância

Com o intento de detectar diferenças significativas entre as categorias: época (seca e chuvosa), zona (FL-PI=fluvial Piracicaba, FL-TI=fluvial Tietê, TR=transição, LE=lênica) e ambiente (C=centro, D=desembocadura, L=lateral) foi realizada uma ANOVA (análise de

variância) three-way para os dados de diversidade, equitabilidade, dominância e $cpue_p$. Onde a hipótese nula foi rejeitada com níveis usuais de probabilidade (0,05 e 0,01), procedeu-se a verificação dos assuntos de normalidade dos resíduos e homogeneidade das variâncias. No primeiro caso, a normalidade foi avaliada por meio da comparação dos valores calculados de g_1 (assimetria) e g_2 (curtose) dos resíduos com os valores esperados de γ_1 e γ_2 (ZAR, 1999). No segundo, foi usado o teste de Bartlett. A seguir o teste HSD de Tukey de comparação múltipla das médias foi utilizado para detectar diferenças dentro as categorias (KREBS, 1998). Quando houve problemas de homogeneidade ou não-normalidade os dados originais foram transformados em $\sqrt{x + 0,5}$ ou em $\log_{10}(x+1)$ e daí, se uma dessas transformações foi eficiente, a ANOVA foi calculada.

3.4.7 Estrutura trófica

A comunidade de peixes da represa de Barra Bonita foi analisada também do ponto de vista da estrutura trófica. Esta análise é considerada importante, pois alterações na qualidade do ambiente ou da água podem afetar a disponibilidade dos recursos alimentares para os peixes e provocar alterações na comunidade (ARAÚJO, 1998).

A atribuição da categoria trófica foi baseada em levantamento bibliográfico (HAHN *et al.*, 1997; SIGNORINI, 1999; LIMA, 2000; CARNEIRO, 1998; COSTA & BRAGA, 1993; LOPES, 1997; BRAGA, 1998) considerando os itens dominantes da dieta de cada espécie. As espécies foram agrupadas em oito categorias tróficas amplas devido à eurifagia dos peixes, especialmente daqueles de águas tropicais (LOWE-McCONNELL, 1987; HAHN *et al.*, 1997).

As categorias adotadas, com sua descrição estão na Tabela 5.

Tabela 5: Categorias tróficas.

Categoria trófica	Descrição
Onívoro	Compreende espécies sem dieta particularmente especializada. Algumas podem manifestar determinadas tendências em relação à disponibilidade alimentar como: Onívoro-carnívoro; Onívoro-detritívoro; Onívoro-insetívoro; Onívoro-herbívoro; Onívoro-planctófago.
Herbívoro	Compreende espécies onde a dieta é constituída pela predominância de restos de vegetais superiores. Fazem parte dessa categoria também espécies que se alimentam de algas epifíticas associadas ao fundo.
Iliófago	Compreende espécies especializadas no uso de recursos alimentares finamente repartidos (sedimento, lodo).
Detritívoro	Compreende espécies especializadas no uso de recursos alimentares particulados associados ao fundo.
Invertívoro	Compreende espécies com dieta especializada constituída por micro crustáceos, insetos e gastrópodes associados ao fundo.
Insetívoro	Compreende espécies com predominância de insetos na dieta.
Planctívoro	Compreende espécies com predominância de plâncton (principalmente zooplâncton) na dieta.
Carnívoro	Compreende espécies com dieta carnívora (em predominância ictiófaga) ou composta por item de origem animal (escamas, pedaços de nadadeiras).

3.4.8 Estrutura reprodutiva

A ictiofauna da represa de Barra Bonita foi também analisada do ponto de vista reprodutivo e este é um dos aspectos mais importantes na regulação da dinâmica e sucesso de uma espécie em ambientes com elevado grau de distúrbio como o da represa.

Os aspectos considerados foram: período reprodutivo, estratégia de reprodução, migrações, cuidado parental e resiliência da espécie.

As informações obtidas resultam de levantamento bibliográfico (artigos e teses) sobre o assunto. No caso da resiliência a fonte informativa foi o arquivo FISHBASE (FISHBASE, acesso em 20 dezembro 2004), baseado no International Centre for Living Aquatic Resource Management (ICLARM - Manila, Filipinas) e continuamente atualizado. Com o termo resiliência entende-se a capacidade da população de se duplicar no tempo (MUSICK, 1999). A estimativa da resiliência/produktividade é baseada em estimadores de alguns parâmetros de população como: a taxa intrínseca de crescimento (r_{max}); o coeficiente de crescimento K da equação de von Bertalanffy; a idade de primeira maturação (t_m) e a idade máxima (t_{max}).

De acordo com MUSICK (1999) são consideradas quatro categorias de resiliência/produtividade (Tabela 6):

- Muito baixa: quando a população dobra em mais que 14 anos;
- Baixa: quando a população dobra em um tempo entre 4,5-14 anos;
- Média: quando a população dobra em um tempo entre 1,4-4,4 anos e
- Alta: quando a população dobra em um tempo menor de 15 meses.

Tabela 6: Valores dos estimadores dos parâmetros do ciclo de vida para a classificação da resiliência/produtividade de populações ou espécies de peixes (FISHBASE , acesso em 20 dezembro 2004).

Parâmetro	Alta	Média	Baixa	Muito baixa
Limite	0.99	0.95	0.85	0.70
$r_{\max}$ (1/ano)	> 0.5	0.16 – 0.50	0.05 – 0.15	< 0.05
K (1/ano)	> 0.3	0.16 – 0.30	0.05 – 0.15	< 0.05
Fecundidade (1/ano)	> 10,000	100 – 1000	10 – 100	< 10
t_m (ano)	< 1	2 – 4	5 – 10	> 10
$t_{\max}$ (ano)	1 – 3	4 – 10	11 – 30	> 30

A classificação das espécies em relação aos hábitos reprodutivos segue VAZZOLER & MENEZES (1992) que distinguem:

- Espécies migradoras;
- Espécies não migradoras, sem cuidado parental;
- Espécies não migradoras, com cuidado parental.

De acordo com NAKATANI *et al.* (2001), o potencial reprodutivo de uma espécie depende dos seguintes fatores: 1. sucesso da desova; 2. da taxa de fertilização dos óvulos e 3. do equilíbrio estrutural do estoque reprodutor. No caso das represas, o sucesso da desova é ligado a suas condições hidrodinâmicas, que podem interferir com o comprimento do ciclo vital natural das espécies. Por isso, é importante verificar como o ciclo hidráulico da represa se relaciona com o ciclo vital da ictiofauna. Desta forma, será possível avaliar fragilidades e períodos críticos para o sucesso da reprodução e melhor definir o impacto do represamento.

4. RESULTADOS

4.1 Dados ambientais

4.1.1 Profundidade

Os valores de profundidade (Figura 4) variam entre um mínimo de 2,5 m (TRLBB02 - Faz. Cerrito) e um máximo de 30 m (LECB03 - Perto Barragem, bóia 2A). Considerando a distribuição das profundidades por ambiente, observa-se que as estações de centro variam entre um mínimo de 10 m (TRCBB01 - Ponta Água Nova) e um máximo de 30 m (LECB03 - Perto Barragem, bóia 2A), com média de 16 m.

No caso das estações de desembocadura, a profundidade mínima foi de 3,2 m (TRDBB06 - Rio Araquá) e a máxima de 8 m (LEDBB02 - Rio Prata). A profundidade média deste grupo de estações foi de 4,5m.

A profundidade das estações da margem variou entre 2,5 m (TRLBB02 - Faz. Cerrito) e 9 m (FLLPI05 - Cond, Três Rios). A profundidade média foi de 4,5m.

A variação da profundidade nas duas épocas apresenta alta correlação sendo $r=0,89^{**}$ (Figura 5).

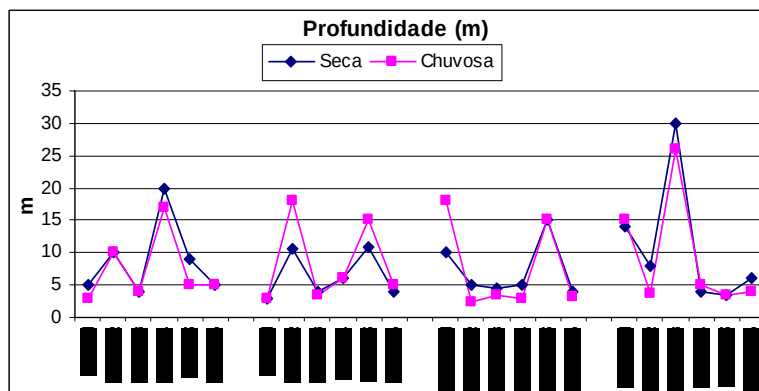


Figura 4: Profundidade (m) das estações de coleta nas duas épocas de amostragem, seca e chuvosa. Código das estações na Tabela 3.

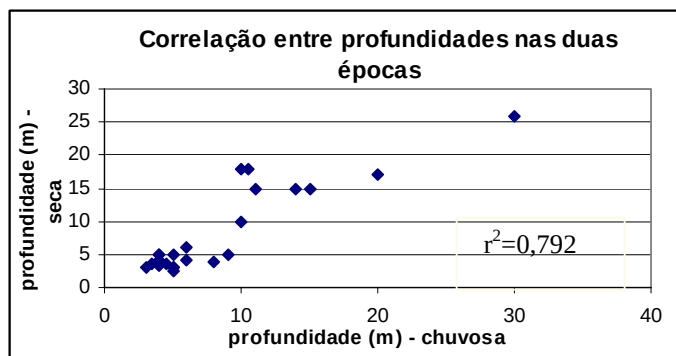


Figura 5: Correlação entre profundidades (m) nas duas épocas de amostragem, seca e chuvosa.

4.1.2 Temperatura

Em relação a temperatura do ar (°C), evidencia-se valores maiores durante a época chuvosa. A Figura 6 mostra que a maior diferença se dá na zona lântica da represa onde foi verificada uma diferença média de 6 °C entre as duas épocas.

Nas estações de centro, a temperatura mínima foi de 17,4°C (LECBB01 - Frente Rio Araquazinho) e a máxima de 27,1°C (mesmo lugar). O valor médio da temperatura do ar foi de 22,4 °C. Nas estações de desembocadura temos um andamento similar com um mínimo de 17,4°C (LEDBB02 - Rio Prata) e um máximo de 27°C (LEDBB06 - Rio Araquazinho). O valor médio foi de 22,7°C. As estações da margem apresentam um valor mínimo de 16,6°C (FLLPI01 - Tanquã) e um máximo de 27,6°C (LELBB05 - Perto Rio Araquazinho) com média de 23,3°C.

A variação da temperatura do ar nas duas épocas (Figura 7) apresenta baixa correlação sendo $r=0,14$ ($p>0,05$). Para tentar melhorar a linearidade da relação foi tentada a transformação logarítmica (base 10), mas esta não teve efeito.

O resultado obtido sugere que a temperatura do ar varia de forma independente nas duas épocas de amostragem.

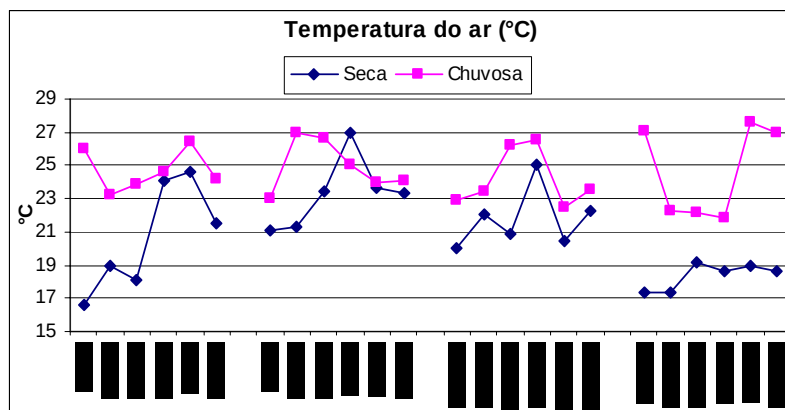


Figura 6: Temperatura do ar (°C) nas duas épocas de amostragem, seca e chuvosa. Código das estações na Tabela 3.

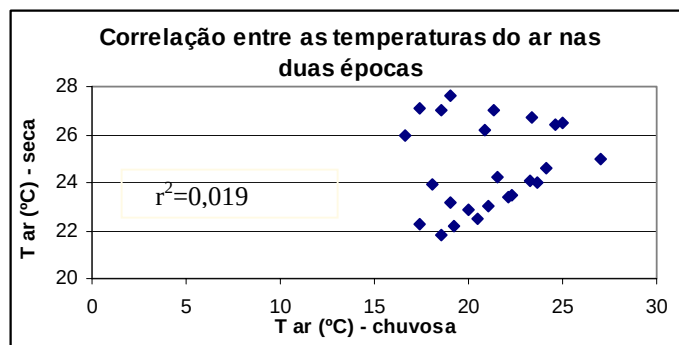


Figura 7: Correlação da temperatura do ar (°C) entre as duas épocas; seca e chuvosa.

No caso da temperatura da água, a diferença entre as duas épocas é bem mais evidente, observando-se em todas as estações uma diferença média de 7 °C (Figura 8).

Em relação aos valores nos diferentes ambientes, evidencia-se que nas estações de centro, a temperatura mínima foi de 19°C (LECBB01 - Frente Rio Araquazinho) e a máxima de 28,6°C (LECBB01 - Frente Rio Araquazinho e FLCTI02 - P.te Jaú) com uma média de 23 °C. Nas estações de desembocadura temos um andamento similar

com um mínimo de 18,8°C (LEDBB02 - Rio Prata) e um máximo de 28,4°C (FLDTI03 - C.Sete Garantã). O valor médio foi de 23,4°C. No caso das estações da margem temos mínimo de 18,8°C (FLLTI01 - Anhembi), máximo de 27,7°C (TRLBB04 - Faz. Água Vermelha) e média de 23°C.

A variação da temperatura da água (Figura 9) nas duas épocas apresenta baixa correlação sendo $r=0,09$ ($p>0,05$), sugerindo que a temperatura da água varia de forma independente nas épocas de amostragem.

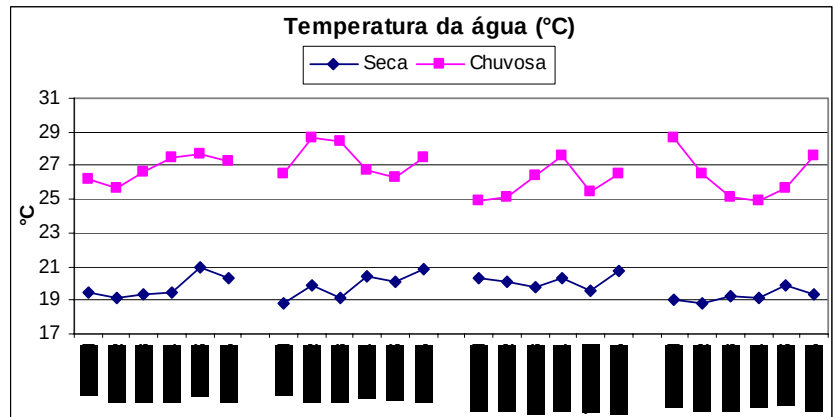


Figura 8: Correlação da temperatura da água (°C) entre as duas épocas; seca e chuvosa. Código das estações na Tabela 3.

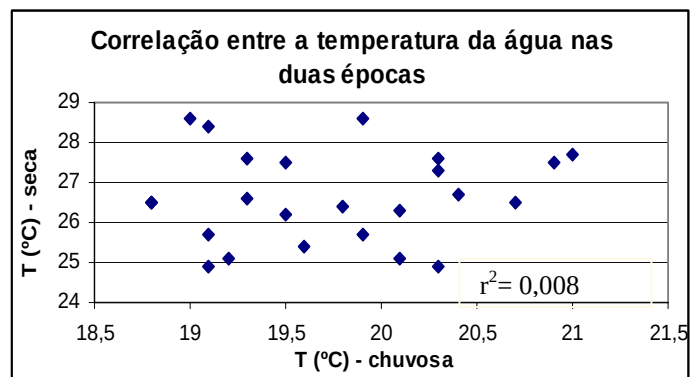


Figura 9: Relação da temperatura da água (°C) entre as duas épocas, seca e chuvosa.

4.1.3 Transparência

Em relação a distribuição dos valores nas duas épocas, evidenciam-se os menores valores nas zonas fluviais. No rio Piracicaba, todavia, observa-se maior diferença entre épocas, sendo os valores da seca consistentemente maiores que as da chuvosa (Figura 10). O mesmo comportamento foi observado, também, nas estações do braço fluvial do Rio Tietê, apesar de que a diferença é menor.

Considerando os dados por ambiente, temos que nas estações de centro, o mínimo é de 0,4 m (FLCPI02 - P.te S.Maria) e o máximo é de 1,6 m (FLCPI04 - Pedra Preta); a média de 0,9 m. Nas desembocaduras o valor mínimo foi de 0,4m (FLDTI06 - Rio Capivara) e o máximo de 1,5 m (LEDBB02 - Rio Prata), a média de 0,7 m. Na margem o valor mínimo foi de 0,1 m (FLLPI01 - Tanquã) e o máximo de 1,6 m (TRLBB04 - Faz.Água Vermelha), a média de 0,9m.

A variação da transparência nas duas épocas apresenta boa correlação sendo $r=0,59^{**}$ (Figura 11). Para tentar melhorar a linearidade da relação foi tentada a transformação logarítmica (base 10), mas não teve efeito.

O resultado obtido sugere que a transparência varia, entre as duas épocas, de forma homogênea em cada ponto.

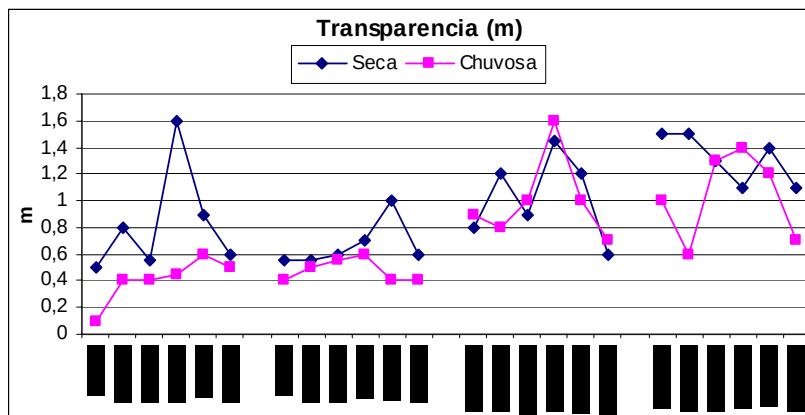


Figura 10: Transparência (m) nas duas épocas de amostragem, seca e chuvosa. Código das estações na Tabela 3.

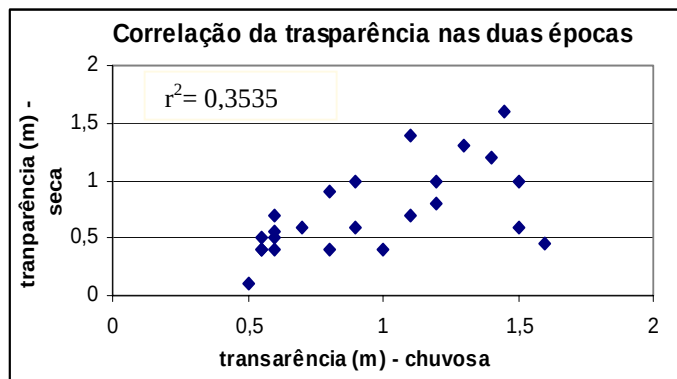


Figura 11: Relação transparência (m) entre as duas épocas, seca e chuvosa.

4.1.4 pH

O pH não apresenta variações relevantes nas duas épocas de amostragem. Todos os valores estão entre um mínimo de 6,7 e um máximo de 9 (unidade de pH) (Figura 12).

Analizando os valores por ambiente, observa-se que nas estações de centro os valores variam entre um mínimo de 7,2 (LECBB03 - perto barragem boia2A) e um máximo de 8,4 (FLCPI04 - Pedra Preta). A média é de 7,7. No caso das

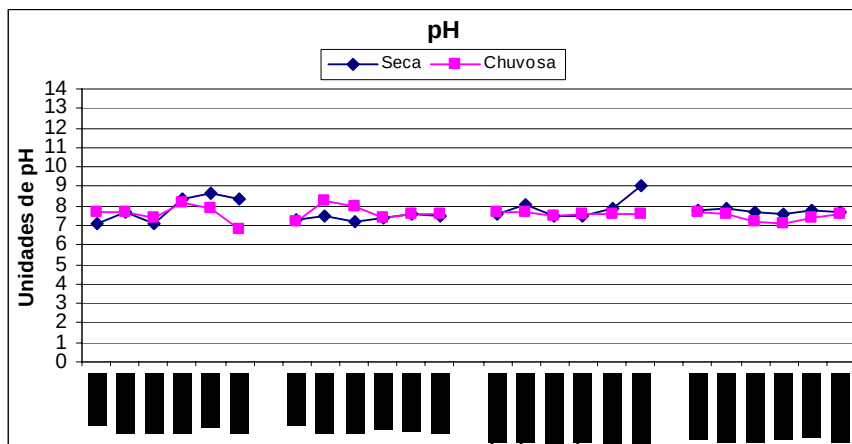


Figura 12: Andamento do pH nas duas épocas, seca e chuvosa. Código das estações na Tabela 3.

estações de desembocadura o mínimo é de 6,7 (FLDPI06 - Rio Turvo) e o máximo de 9 (TRDBB06 - Rio Araquã); o valor médio é de 7,6. As estações laterais têm valor mínimo de 7 (FLLPI01 - Tanquã) e máximo de 8,7 (FLLPI05 - Cond. Três Rios) com média de 7,5.

A variação do pH (Figura 13) nas duas épocas não apresenta correlação sendo $r=0,056$ ($p>0,05$). Para tentar melhorar a linearidade da relação foi tentada a transformação logarítmica (base 10), mas não teve efeito.

O resultado obtido sugere que o pH é independente da época de amostragem, sendo influenciado por fatores estocásticos.

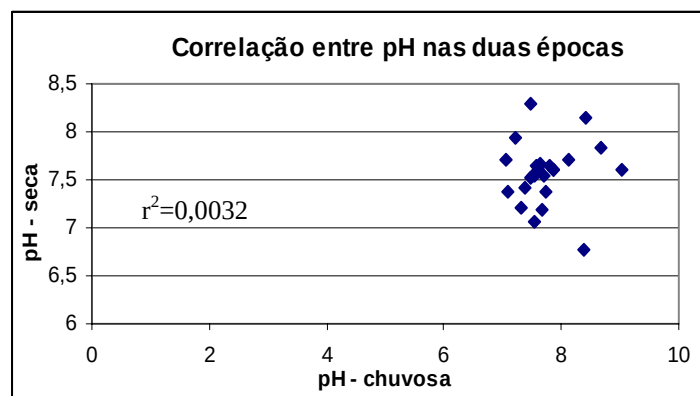


Figura 13: Relação do pH entre as duas épocas, seca e chuvosa.

4.1.5 Condutividade elétrica

Em relação aos valores da condutividade por ambiente (Figura 14), observa-se que nas estações de centro o mínimo é de 112 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (FLCPI02 - P.te S. Maria) e o máximo de 381 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (FLCTI02 - P.te Jaú). O valor médio foi de 211 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Nas estações de desembocadura o mínimo foi de 97 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (FLDPi03

- R. Bonito), o máximo de 378 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (FLDTI03 - C.Sete Garantã) com média de 181 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Na estações laterais o mínimo foi de 119 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (FLLPI01 - Tanquã) e o máximo de 447 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (FILTI01 - Anhembi). O valor médio foi de 225 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

A variação da condutividade elétrica (Figura 15) nas duas épocas não apresenta correlação sendo $r=0,022$ ($p>0,05$). Para tentar melhorar a linearidade da relação foi tentada a transformação logarítmica (base 10), mas não teve efeito.

O resultado obtido sugere que a condutividade elétrica é independente da época de amostragem sendo influenciado por fatores estocásticos.

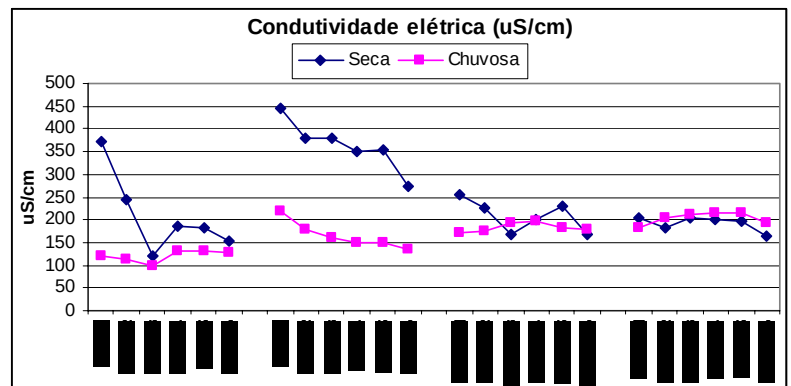


Figura 14: Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) nas duas épocas de amostragem, seca e chuvosa. Código das estações na Tabela 3.

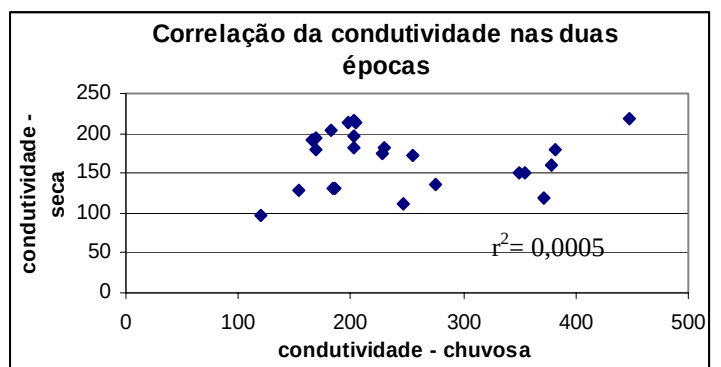


Figura 15: Correlação da condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) nas duas épocas, seca e chuvosa.

Com o objetivo de mostrar as relações entre algumas variáveis relacionadas à qualidade da água, os valores médios da condutividade elétrica e do pH para as diferentes zonas nas duas épocas de amostragem, foram representados no mesmo gráfico (Figura 16). Normalmente o comportamento da condutividade e do pH está relacionado aos ciclos de abundância do fitoplâncton. Em particular, o florescimento das algas influencia os equilíbrios iônicos (do carbono em

particular) produzindo uma diminuição da condutividade e um aumento do pH, devido a precipitação dos carbonatos. Esse fenômeno em ambiente eutrófico produz relevante aumento do pH que pode chegar a valores bem maiores que 9 unidades. No caso da represa de Barra Bonita, apesar dos poucos registros, pode-se observar esta relação entre as zonas. Em particular a zona FL-TI (braço do Rio Tietê) caracteriza-se para apresentar este tipo de comportamento. Durante a época seca, quando o florescimento do fitoplâncton é menor, temos altos valores médios de condutividade e baixos valores médios de pH, ao contrário do verão quando a condutividade diminui e o pH aumenta. Este comportamento justifica a idéia de que o Rio Tietê é o mais afetado pela eutrofização das águas.

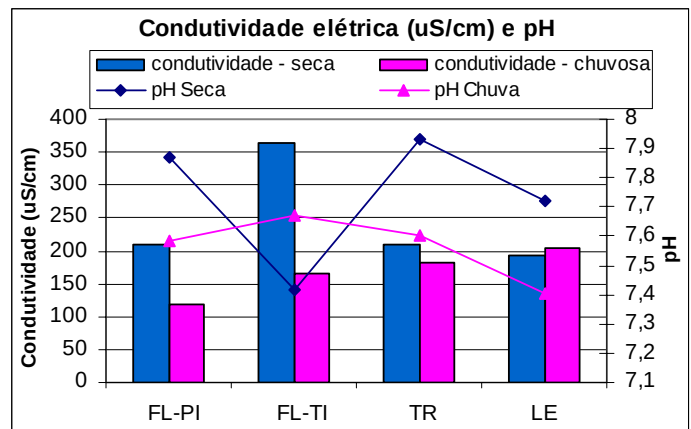


Figura 16: Andamento médio da condutividade (uS/cm) e do pH para zonas nas duas épocas de amostragem, seca e chuvosa. Zonas: FL-PI= braço R.Piracicaba; FL-TI= braço R.Tietê; TR= transição; LE= lântica.

4.1.6 Oxigênio dissolvido

A variação dos valores nas duas épocas mostra tendência à diminuição durante a época chuvosa especialmente nas zonas de transição e lântica, onde evidentemente o consumo de oxigênio é mais relevante (Figura 17). Este resultado está de acordo com os aspectos teóricos que indicam a carência de oxigênio nos ambientes lânticos como resultado do processo de eutrofização das águas.

Em relação a distribuição dos valores entre os ambientes, evidencia-se que a concentração do oxigênio na superfície das estações de centro foi no mínimo 1,2 mg/l (LECBB03 - perto da barragem - bóia 2A) e no máximo 6 mg/l, (FLCTI02 - P.te Jaú). A média foi de 3,6 mg/l. Nas desembocaduras o mínimo foi de 0,6 mg/l ((FLDTI03 - C.Sete Garantã) e o máximo de 5,7 mg/l (FLDPI06 - R.Turvo). A média foi de 3,3 mg/l. Na margem, o mínimo foi 1 mg/l (LELBB05 - Perto Araquazinho), o máximo 4,7 mg/l (FLLPI05 - Cond. Três Rios), e a média 2,6 mg/l.

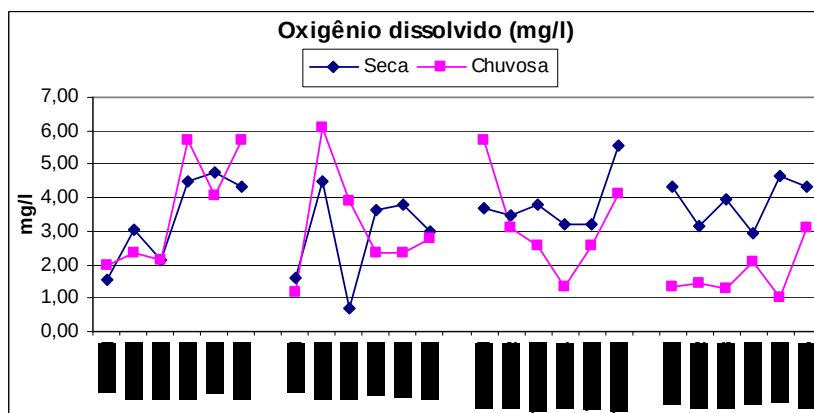


Figura 17: Oxigênio dissolvido (mg/l) nas duas épocas de amostragem, seca e chuvosa. Código das estações na Tabela 3.

A variação do oxigênio dissolvido (Figura 18) nas duas épocas não apresenta correlação, sendo $r=0,33$ ($p>0,05$). Para tentar melhorar a linearidade da relação foi tentada a transformação logarítmica (base 10), mas não teve efeito.

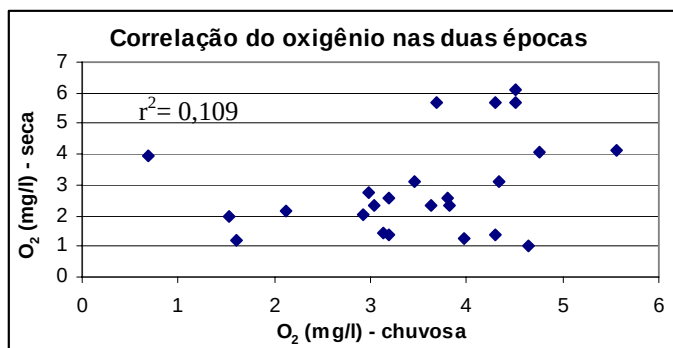


Figura 18: Correlação do oxigênio dissolvido (mg/l) nas duas épocas, seca e chuvosa.

O resultado obtido sugere que o oxigênio dissolvido varia de forma independente entre as duas épocas devido a ação de fatores estocásticos.

Com o objetivo de verificar algumas relações típicas entre variáveis da qualidade da água, foi analisada a variação média da temperatura da água e do oxigênio dissolvido para zona nas duas épocas de amostragem. Como pode ser observado na Figura 19, os valores médios da temperatura são homogêneos dentro de cada época; ao contrário o oxigênio mostra maior variabilidade. Em particular observa-se a consistente diminuição dos valores médios do oxigênio na zona lântica na época chuvosa. Isto está de acordo com o esperado para os ambientes lânticos sendo inversa a correlação entre temperatura e oxigênio. Nos braços fluviais os valores médios de oxigênio são semelhantes nas duas épocas sugerindo um maior efeito da turbulência sobre os equilíbrios físico-químicos.

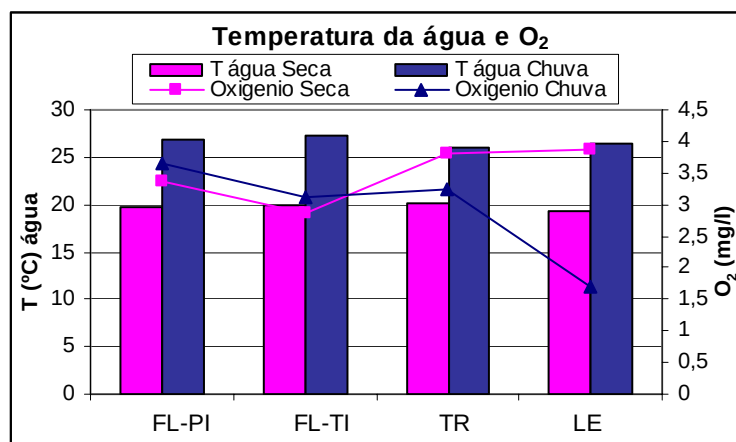


Figura 19: Andamento médio da temperatura da água (°C) e do oxigênio dissolvido (mg/l) para zonas nas duas épocas de amostragem, seca e chuvosa. Zonas: FL-PI= braço R.Piracicaba; FL-TI= braço R.Tietê; TR= transição; LE= lântica.

4.1.9 Presença de macrófitas

Todas as estações, com a exceção daquelas do centro e FLLTI04 (Clube Rio Bonito) e TRLBB02 (Faz. Cerrito), apresentam macrófitas (Figura 22). Na maioria dos casos trata-se de espécies flutuantes (principalmente *Eichhornia crassipes*) que podem se deslocar no ambiente formando “ilhas”. Isto é particularmente evidente nas desembocaduras de tributários; nas estações da margem, ao contrário, as macrófitas flutuantes estão limitadas a estreitas faixas frequentemente associadas a macrófitas enraizadas.

4.1.10 Mata ciliar

A mata ciliar, na maioria das estações é reduzida ou mesmo ausente (Figura 23). Remanescentes ainda estão presentes nas margens de tributários menores, mas são limitadas a estreitas faixas.

estação	Presença de macrófitas				Mata ciliar			
	Categoria I ausente	Categoria II escassa	Categoria III fragmentada	Categoria IV presente	Categoria I ausente	Categoria II escassa	Categoria III fragmentada	Categoria IV presente
FLLPI01								
FLCPI02								
FLDPI03								
FLCPI04								
FLLPI05								
FLDPI06								
FLLTI01								
FLCTI02								
FLDTI03								
FLLTI04								
FLCTI05								
FLDTI06								
TRCBB01								
TRLBB02								
TRDBB03								
TRLBB04								
TRCBB05								
TRDBB06								
LECBB01								
LEDBB02								
LECBB03								
LELBB04								
LELBB05								
LEDBB06								

Figura 22: Macrófitas nas estações de amostragem. Categorias: I=ausente; II=escassa; III=média; IV=abundante. Código das estações na Tabela 3.

Figura 23: Presença de mata ciliar nas estações de amostragem. Categorias: I=ausente; II=escassa; III=fragmentada; IV=presente. Código das estações na Tabela 3.

4.1.11 Análise de covariância (exploratória)

O resultado da análise de covariância para a diversidade em número (H'_N) é apresentado na Tabela 7, onde os fatores e as variáveis selecionadas foram: paisagem, profundidade, temperatura e transparência.

Tabela 7: Coeficientes do fator paisagem e das co-variáveis profundidade, temperatura e transparência selecionadas, no modelo mínimo da ANCOVA exploratória, backward com $P = 0,15$. Variável dependente: H'_N .

DEP VAR: Diversidade em número (H'_N) N= 46 R múltiplo= 0.802 $R^2= 0.643$

	Nível	Coeficientes de regressão
Constant		1,696
Paisagem	1	-0,709
Paisagem	2	0,108
Paisagem	3	0,101
Profundidade		-0,107
Temperatura		0,044
Transparência		0,529

Na Tabela 8 é apresentada a respectiva análise de covariância.

Tabela 8: Resultado da análise de covariância onde o único fator selecionado foi a paisagem e as co-variáveis selecionadas: profundidade, temperatura e transparência, no modelo mínimo da ANCOVA exploratória, backward com $P = 0,15$. Variável dependente: (H'_N)

Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	p
Paisagem	2,094	3	0,698	2,272	0,095
Profundidade	17,524	1	17,524	57,025	0,000
Temperatura	0,982	1	0,982	3,195	0,082
Transparência	1,395	1	1,395	4,539	0,039
Resíduo	11,985	39	0,307		

Validação da ANCOVA

O modelo mínimo da Tabela 8 foi validado através da análise dos resíduos. A Figura 24 mostra a distribuição dos resíduos em comparação com os valores estimados. Não se nota tendência à não-linearidade e nem tendência de aumento das variâncias, com o aumento dos valores estimados.

Para se avaliar a normalidade foram calculadas as estimativas de g_1 e g_2 dos resíduos:

$$g_1 = -0,366 \text{ n.s} \quad g_2 = -0,472 \text{ n.s}$$

Visto que:

$$\gamma_{1(0,05;46)} = 0,695 \quad \text{e} \quad \gamma_{2(0,05;46)} = 1,711$$

pode-se concluir que a distribuição dos resíduos segue a normal mostrada na Figura 25.

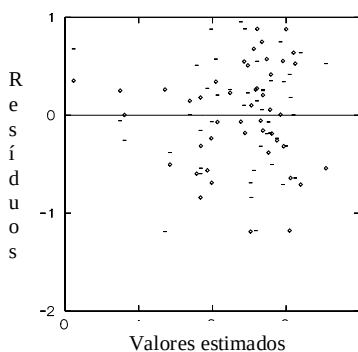


Figura 24: Distribuição dos resíduos.

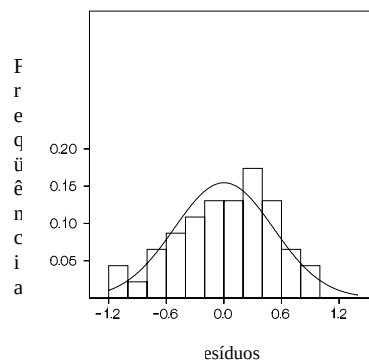


Figura 25 : Histograma de frequência dos resíduos.

O resultado da análise de covariância para a diversidade em peso (H'_p) é apresentado na Tabela 9, onde os fatores selecionados foram: paisagem, macrófitas e as co-variáveis: profundidade, transparência e condutividade.

Tabela 9: Coeficientes dos fatores paisagem e macrófitas e das co-variáveis profundidade, transparência e condutividade selecionadas, no modelo mínimo da ANCOVA exploratória, backward com $P = 0,15$. Variável dependente: H'_p .

DEP VAR: Diversidade em peso (H'_p) N= 46 R múltiplo= 0.896 $R^2= 0.803$

	Nível	Coeficientes de regressão
Constant		3,494
Paisagem	1	-0,988
Paisagem	2	0,152
Paisagem	3	0,101
Macrófitas	1	-0,493
Macrófitas	2	0,260
Macrófitas	3	0,095
Profundidade		-0,123
Transparência		0,466
Condutividade		-0,003

Na Tabela 10 é apresentada a análise de variância para as variáveis selecionadas.

Tabela 10: Resultado da análise de covariância onde os fatores selecionados foram a paisagem e macrófitas e as co-variáveis selecionadas profundidade, transparência e condutividade, no modelo mínimo da ANCOVA exploratória, backward com $P = 0,15$. Variável dependente: H'_p

Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	p
Paisagem	3,315	3	1,105	3,321	0,030
Macrófitas	2,076	3	0,692	2,080	0,120
Profundidade	11,245	1	11,245	33,806	0,000
Transparência	0,967	1	0,967	2,906	0,097
Condutividade	1,544	1	1,544	4,640	0,038
Resíduo	11,975	36	0,333		

Validação da ANCOVA

O modelo mínimo da Tabela 10 foi validado através da análise dos resíduos. A Figura 26 mostra a distribuição dos resíduos em comparação com os valores estimados. Não se nota tendência à não-linearidade e nem tendência de aumento das variâncias, com o aumento dos valores estimados.

Para se avaliar a normalidade foram calculadas as estimativas de g_1 e g_2 dos resíduos:

$$g_1 = -0,431 \text{ n.s} \quad g_2 = -0,201 \text{ n.s}$$

Visto que:

$$\gamma_{1(0,05;46)} = 0,695 \quad \text{e} \quad \gamma_{2(0,05;46)} = 1,711$$

pode-se concluir que a distribuição dos resíduos segue a normal mostrada na Figura 27.

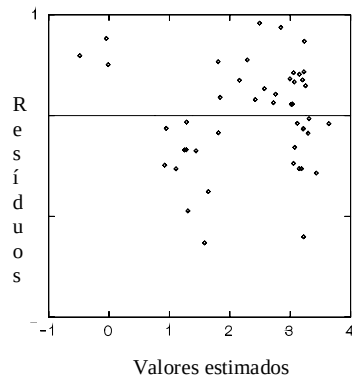


Figura 26: Distribuição dos resíduos.

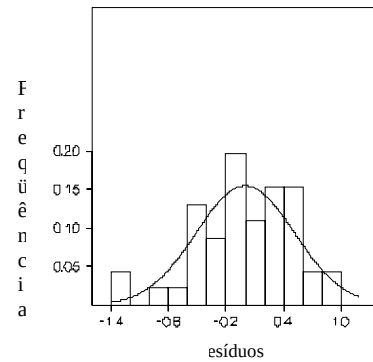


Figura 27 : Histograma de frequência dos resíduos.

4.2 Dados biológicos

4.2.1 Levantamento das espécies

Na represa de Barra Bonita foram coletados um total de 6252 indivíduos perfazendo 453,1 kg. Foram capturadas 35 espécies pertencentes a quatro ordens e 14 famílias. A Tabela 11 mostra a lista das espécies que ocorreram em cada época de amostragem. A classificação taxonômica segue REIS *et al.* (2003) e BRITSKI *et al.* (1999).

Tabela 11: Lista das espécies coletadas na represa de Barra Bonita por época do ano (*= espécie alóctone).

Ordem	Família	Sub-família	Espécie	Nome comum	Seca	Chuvosa
Characiformes	Anostomidae	Anostominae	<i>Leporinus lacustris</i>	Corró, piava de lagoa	X	X
	Anostomidae	Anostominae	<i>Leporinus obtusidens</i>	Piapara	X	X
	Anostomidae	Anostominae	<i>Schizodon intermedius</i>	Piava, campineiro		X
	Anostomidae	Anostominae	<i>Schizodon fasciatus</i>	Piava	X	X
	Anostomidae	Anostominae	<i>Schizodon nasutus</i>	Ximboré	X	X
	Acestrorhynchidae	Acestrorhynchinae	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	Peixe-cachorro	X	X
	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Astyanax altiparanae</i>	Tambuí	X	X
	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Astyanax fasciatus</i>	Lambari de rabo vermelho	X	X
	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Astyanax schubarti</i>	Lambari prateado	X	
	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Moenkhausia intermedia</i>	Viuvinha, lambari corinthiano		X
	Characidae	?	<i>Salminus hilarii</i>	Tabarana		X
	Characidae	Triporthinae	<i>Triporthus paranensis</i>	Sardinha de água doce	X	X
	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Hyphessobrycon eques</i>	Mato-grosso		X
	Characidae	Serrasalminae	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	Pacu		X
	Characidae	Serrasalminae	<i>Serrasalmus maculatus</i>	Piranha		X
	Characidae	Serrasalminae	<i>Serrasalmus spilopleura</i>	Piranha, Pirambeba	X	X
	Characidae	Serrasalminae	<i>Metynnis maculatus</i> *	pacu-peva		X
	Curimatidae	Curimatinae	<i>Cyphocharax modestus</i>	Saguiro de rabo vermelho	X	X
	Curimatidae	Curimatinae	<i>Cyphocharax nagelii</i>	Saguiro de rabo amarelo	X	X
	Curimatidae	Curimatinae	<i>Steindachnerina insculpta</i>	Saguiro-branco	X	X
	Erythrinidae		<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra, Lobó	X	X
	Parodontidae		<i>Apareidon piracicabae</i>	Canivete	X	X
	Prochilodontidae		<i>Prochilodus lineatus</i>	Corimbatá	X	X
Siluriformes	Callichthyidae		<i>Hoplosternum littorale</i>	Caboja, caborja	X	X
	Loricariidae	Hypostominae	<i>Liposarcus anisitsi</i>	Cascudo	X	X
	Loricariidae	Hypostominae	<i>Hypostomus ancistroides</i>	Cascudo (ancistroide)	X	X
	Pimelodidae	Pimelodinae	<i>Pimelodus maculatus</i>	Mandi-amarelo	X	X
	Heptapteridae		<i>Pimelodella sp.</i>	Mandi-chorão		X
	Heptapteridae		<i>Rhamdia quelen</i>	Bagre	X	X
Gymnotiformes	Gymnotidae		<i>Gymnotus carapo</i>	Tuvira	X	X
Perciformes	Cichlidae	Cichlinae	<i>Crenicichla haroldoi</i>	Joaninha	X	X
	Cichlidae	Geophaginae	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Acará, Cará	X	X
	Cichlidae	Geophaginae	<i>Satanoperca jurupari</i> *	Acará geo	X	X
	Cichlidae	Pseudocrenilabrinae	<i>Oreochromys niloticus</i> *	Tilápia do Nilo	X	X
	Scianidae		<i>Plagioscion squamosissimus</i> *	Corvina, Pescada	X	X
Total de espécies: 35					27	34

A ordem com o maior número de espécies foi Characiformes (65,7%), seguida pelos Siluriformes (17,1%), Perciformes (14,3%) e Gymnotiformes (2,9%), como é comum na ictiofauna neotropical. A família mais representada foi Characidae (Characiformes) com onze espécies.

Entre as 35 espécies coletadas, cinco foram introduzidas: quatro de outras bacias hidrográficas do Brasil (*Satanoperca jurupari* - bacia amazônica, *Plagioscion squamosissimus* - bacia amazônica, *Metynnis maculatus* - outras bacias, *Liposarcus anisitsi* - outras bacias) e uma da África (*Oreochromis niloticus*), como relatado por SMITH *et al.* (2002). A maioria das introduções foi realizada pela CESP (Companhia Energética Estado de São Paulo) visando compensar as alterações ambientais provocadas pela barragem do rio Tietê com o objetivo de incrementar a produção pesqueira da represa. Na década de 1970, as espécies introduzidas foram: *Triportheus a. angulatus* (= *T. signatus*, sardinha) - bacia rio Parnaíba, *Plagioscion squamosissimus* (corvina) - bacia amazônica, *Astronotus ocellatus* (apaiari) - bacia amazônica, *Cichla ocellaris* (tucunaré) - bacia amazônica e *Oreochromis hornorum* (tilápia de Zanzibar) - da África (TORLONI *et al.*, 1993a). Algumas destas não aparecem nas pescarias profissionais ou experimentais desde 1989, indicando provável insucesso do processo de adaptação. O programa atual de peixamento, realizado pela Estação de Aqüicultura e Hidrobiologia de Promissão, prevê a introdução em Barra Bonita de 235.000 alevinos por ano de “espécies nativas” (www.aestiete.com.br, acesso em 12 dezembro 2003).

Na amostragem da estação seca (agosto-setembro 2003) foram capturadas 27 espécies num total de 2140 exemplares e 171,9 kg. Nenhuma captura foi registrada com os covos.

Na estação chuvosa o número de espécies subiu para 34, e o total de indivíduos capturados foi de 4112 para 281,2 kg, incluindo também as capturas com os covos. Com este apetrecho foram capturadas apenas três espécies: *H. eques*, *M. maculatus* e *P. mesopotamicus* num total de 322 indivíduos e 580 g de peso. A maioria dessas capturas (99%) pertence à primeira espécie constituída por formas diminutas, com peso médio ($\bar{W}$)

de 1,2 g por indivíduo. Da mesma forma, vale ressaltar que no caso de *P. mesopotamicus* e *M. maculatus* os indivíduos capturados pertenciam a formas juvenis.

A frequência relativa do número de indivíduos e do peso total é representada na Figura 28 e mostra um considerável incremento das capturas na época chuvosa.

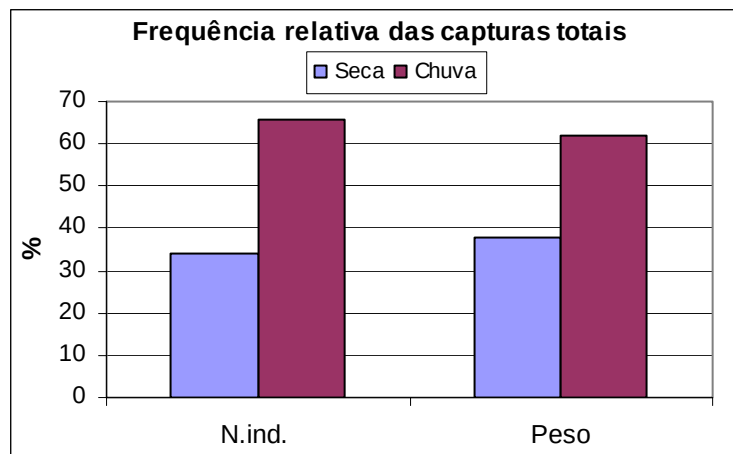


Figura 28: Frequência relativa das capturas para época (seca e chuvosa).

4.2.2 Frequência de captura por espécie

Considerando as capturas totais, as espécies mais abundantes em número foram: *Steindachnerina insculpta* (22,7%), *Astyanax altiparanae* (10,4%), *Hoplosternum littorale* (9,6%) e *Cyphocharax nagelii* (7,5%) que, juntos, representam pouco mais do 50% da abundância total.

Em termos de peso, 50% da frequência total é dada também por quatro espécies; trata-se neste caso de: *Pimelodus maculatus* (14,4%), *Hoplosternum littorale* (13,4%), *Steindachnerina insculpta* (11,2%) e *Liposarcus anistisi* (10,7%).

Na Tabela 12, observa-se que o número de espécies que contribuem para a comunidade com frequência de captura em número e peso igual ou superior a 5% é de oito espécies, indicando que cerca de um quarto da comunidade tem abundâncias médio-alta.

Tabela 12: Frequência de captura para espécie da amostra total.

Nome científico	Nome comum	% N.ind.	% peso
<i>S.insculpta</i>	saguiro prata	22,74	11,23
<i>A.altiparanae</i>	tambuí	10,43	2,91
<i>H.littorale</i>	caboja	9,61	13,39
<i>C.nagelii</i>	saguiro de rabo amarelo	7,49	5,57
<i>G.brasiliensis</i>	acará	6,99	6,51
<i>P.squamosissimus</i>	corvina	6,08	7,75
<i>C.modestus</i>	saguiro de rabo vermelho	5,61	3,49
<i>H.eques</i>	mato grosso	5,12	0,09
<i>M.intermedia</i>	viuvinha	4,89	0,93
<i>L.anisitsi</i>	casudo	4,08	10,71
<i>P.maculatus</i>	mandí amarelo	3,23	14,41
<i>L.obtusidens</i>	piapara	2,54	5,56
<i>O.niloticus</i>	tilápia do Nilo	1,89	3,48
<i>S.nasutus</i>	ximborê	1,49	2,15
<i>A.piracicabae</i>	canivete	1,49	0,52
<i>H.malabaricus</i>	traíra	1,14	4,61
<i>T.paranensis</i>	sardinha de água doce	0,82	0,63
<i>L.lacustris</i>	piava de lagoa	0,82	0,78
<i>A.lacustris</i>	peixe cachorro	0,61	0,57
<i>G.carapo</i>	tuvira	0,59	0,80
<i>P.lineatus</i>	corimbatá	0,56	1,67
<i>H.ancistroides</i>	casudo (ancistroide)	0,37	0,32
<i>C.haroldoi</i>	crenicichla	0,32	0,19
<i>S.maculatus</i>	piranha	0,26	0,80
<i>S.spilopleura</i>	pirambéba	0,16	0,06
<i>S.intermedius</i>	campineiro	0,14	0,31
<i>S.juruparí</i>	acará geo	0,14	0,17
<i>R.quelen</i>	bagre	0,11	0,26
<i>A.fasciatus</i>	lambarí de rabo vermelho	0,08	0,02
<i>S.hilarii</i>	tabarana	0,05	0,01
<i>S.fasciatus</i>	piava	0,05	0,05
<i>P.mesopotamicus</i>	pacu	0,03	0,02
<i>Pimelodella sp.</i>	mandí chorão	0,03	0,01
<i>A.schubarti</i>	lambarí prateado	0,03	0,01
<i>M.maculatus</i>	pacu-peva	0,02	0,02

4.2.3 Distribuição

Das 35 espécies capturadas, três (*Pimelodella sp.*, *Metynnis maculatus* e *Astyanax schubarti*), foram coletadas em um só biótopo: a zona fluvial do rio Piracicaba, respectivamente nas estações FLLPI01C (Tanquã), FLDPI06C (Rio Turvo) e FLCPI04S (Pedra Preta). Outras espécies que têm uma distribuição limitada são: *S. intermedius*, *S.*

maculatus, *H. eques*, *S. fasciatus*, *A. fasciatus*, *S. hilarii* e *P. mesopotamicus*. Todas foram capturadas em ambientes de desembocadura de afluentes ou laterais, associados a presença de macrófitas flutuantes. Entre estes, os indivíduos de *S. hilarii* e *P. mesopotamicus* tinham pequeno porte indicando a importância desses ambientes como áreas de refúgio e alimentação dos jovens das duas espécies. Ao contrário, *L. anisitsi* está presente em todas as estações. Em geral, no 50% das estações (12) ocorre o 46% das espécies; este grupo, portanto, pode ser considerado de distribuição ampla (Figura 29).

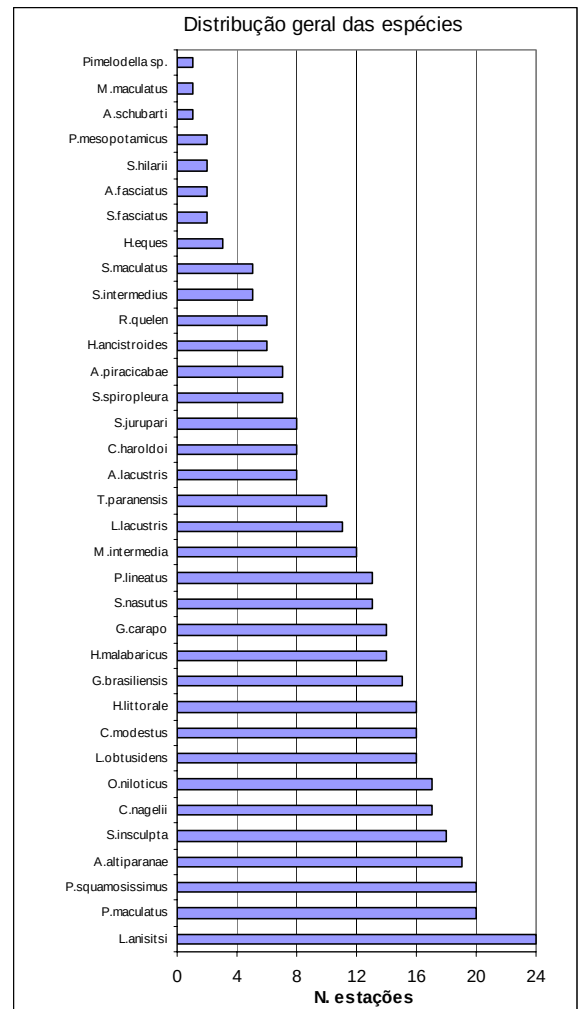


Figura 29: Distribuição das espécies, por número de estações de coleta.

Em relação ao número de espécies por ponto de coleta, os valores variam entre um mínimo de zero e um máximo de 21 e 24 na época seca e chuvosa, respectivamente. Considerando a amostra total, o número máximo de espécies coletadas foi 27. Em média foram levantadas 10 espécies por estação durante a época seca e 13 na chuvosa (Figura 30).

As estações com o maior número de espécies, considerando a amostra total, foram: FLDPI06 (rio Turvo), LELBB04 (lateral da barragem) e TRDBB06 (rio Araquá).

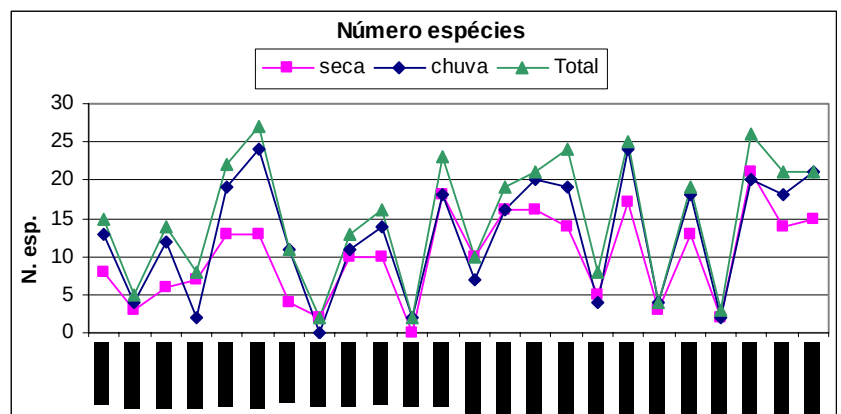


Figura 30: Número de espécies por estação de coleta, seca e chuvosa. Os códigos dos locais estão na Tabela 3.

A variação do número de espécies nas duas épocas apresenta alta correlação, com $r=0,88^{**}$ (Figura 31).

O resultado obtido sugere que o número de espécies varia, entre as duas épocas, de forma homogênea em cada ponto.

Considerando o número total de espécies por zona, destaca-se a zona fluvial do rio Piracicaba onde ocorreram 97% das espécies. Porém, durante o período seco o corpo da represa (zonas TR e LE) apresentou a maior riqueza com 23 e 22 espécies respectivamente, o que é esperado, pois nessa época, a represa serve de refúgio para a ictiofauna que tem, portanto caráter mais residente.

No verão, o número de espécies aumentou em todas as zonas, mas no braço do rio Piracicaba (FL-PI) registrou-se o incremento maior, com 11 espécies. Ao contrário, só uma espécie a mais ocorreu no braço do rio Tietê (Figura 32), que nas duas épocas mostrou a menor riqueza com 19 e 20 espécies, respectivamente.

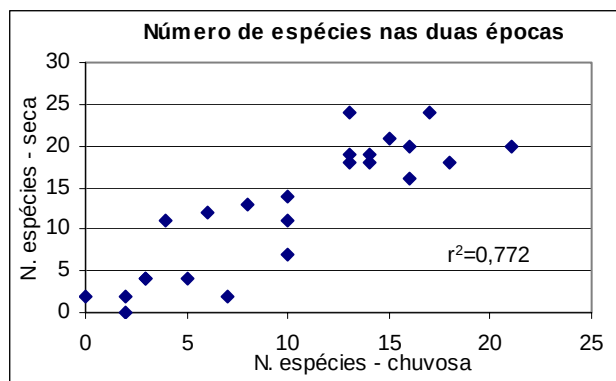


Figura 31: Relação do número de espécies entre as duas épocas, seca e chuvosa.

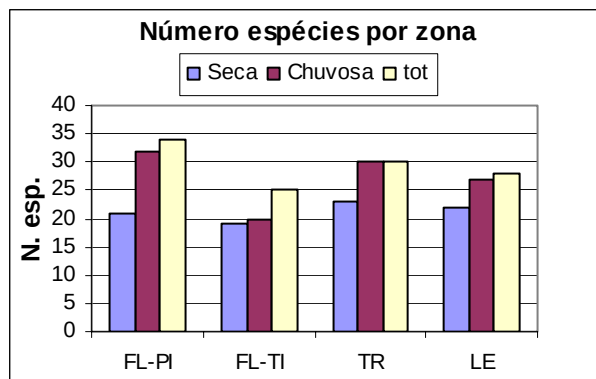


Figura 32: Número de espécie por zona (FL-PI=fluvial r. Piracicaba; FL-TI= fluvial r. Tietê; TR= transição; LE=lêntica.

A análise de agrupamento, realizada para revelar a semelhança entre as estações em função da presença/ausência das espécies, distingue três grupos de estações: 1. estações com predominante característica lótica; 2. estações com características marcadamente lênticas e 3. estações de ambiente pelágico. O dendrograma resultante é mostrado na Figura 33. O coeficiente de correlação cofenético, $r_c = 0,91$, indica que o resultado é uma boa representação da matriz de similaridade original dos dados.

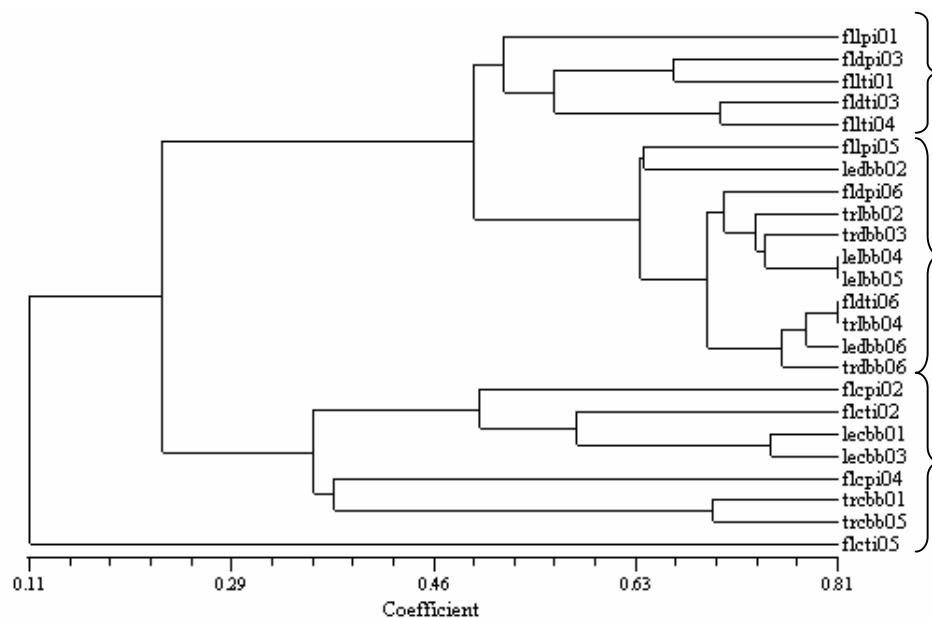


Figura 33: Análise de agrupamento entre as estações de coleta (Método de ligação:UPGMA; métrica: Jaccard; coeficiente de correlação cofenético, $r_c=0,91$). Os códigos das estações estão na Tabela 3.

Ao primeiro grupo pertencem as estações da zona fluvial dos rios Piracicaba e Tietê com a exclusão das estações de centro, dos tributários maiores (Rio Turvo e Rio Capivara) e da estação FLLPI05 (braço Piracicaba - Condomínio Três Rios). Neste grupo, ocorrem 23 espécies e aquelas com distribuição mais ampla são: *H. littorale*, *S. insculpta*, *C. modestus*, *L. anisitsi*, *A. altiparanae*, *P. lineatus*, *G. carapo*, *C. nagelii*, *L. obtusidens* e *O. niloticus*. As capturas ocorreram numa profundidade média de 3 m (seca) e 7 m (chuvosa).

O segundo grupo compreende as estações do corpo da represa (zonas TR e LE) e as estações dos braços fluviais (FLDPI06-Rio Turvo, FLDTI06-Rio Capivara e FLLPI05-lateral do Piracicaba) com características lânticas. O número total de espécies encontrado neste grupo é 33 e as mais frequentes são: *S. insculpta*, *A. altiparanae*, *H. littorale*, *G. brasiliensis*, *C. nagelii*, *P. squamosissimus*, *C. modestus*, *L. anisitsi*, *P. maculatus*, *S. nasutus*, *H. malabaricus*, *M. intermedia*, *L. obtusidens*, *O. niloticus*, *L. lacustris*, *G. carapo*,

P. lineatus, *C. haroldoi* e *S. jurupari*. As capturas ocorreram numa profundidade média respectivamente de 3,5m (seca) e 7 m (chuvosa).

No terceiro grupo encontram-se as estações de centro, ou seja, aquelas do ambiente pelágico. As espécies características deste grupo são: *L. anisitsi*, *P. maculatus* e *P. squamosissimus*. O menor número de espécies amostrado (14) indica que este tipo de ambiente apresenta condições limitantes para a maioria das espécies. Neste caso, as capturas ocorreram numa profundidade média de 13 m (seca) e 28 m (chuvosa).

4.2.4 Estrutura da comunidade

4.2.4.1 Relação espécie - abundância (amostra total)

Para analisar a importância das espécies na estrutura da comunidade da represa de Barra Bonita, foi elaborada a curva de espécie - abundância (Whittaker plot) para as capturas totais (Figura 34). A curva mostra a presença de uma espécie particularmente abundante (*Steindachnerina insculpta*), seguida por um grupo de abundância intermediária (0,4-1) e de um outro com abundância baixa (0-0,4).

Este tipo de distribuição é comum nas comunidades dos ambientes aquáticos e os modelos que serão testados a seguir irão mostrar o que é mais adequado para descrever este tipo de organização na comunidade de peixes da represa de Barra Bonita.

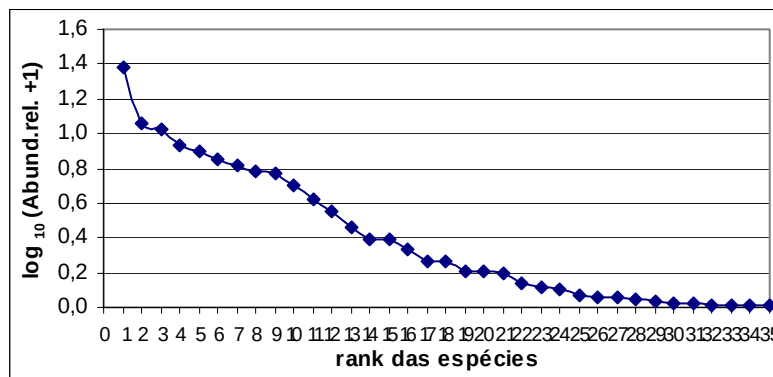


Figura 34: Curva espécie-abundância - Whittaker plot.

Codigos das espécies: 1=*S.insculpta*; 2=*A.altiparanae*; 3=*H.littorale*; 4=*C.nagelii*; 5=*G.brasiliensis*; 6=*P.squamosissimus*; 7=*C.modestus*; 8=*H.eques*; 9=*M.intermedia*; 10=*L.anisitsi*; 11=*P.maculatus*; 12=*L.obtusidens*; 13=*O.niloticus*; 14=*S.nasutus*; 15=*A.piracicabae*; 16=*H.malabaricus*; 17=*L.lacustris*; 18=*T.paranensis*; 19=*A.lacustris*; 20=*G.carapo*; 21=*P.lineatus*; 22=*H.ancistroides*; 23=*C.haroldoi*; 24=*S.maculatus*; 25=*S.spiropleura*; 26=*S.intermedius*; 27=*S.jurupari*; 28=*R.quelen*; 29=*A.fasciatus*; 30=*S.fasciatus*; 31=*S.hilarii*; 32=*P.mesopotamicus*; 33=*A.schubarti*; 34=*Pimelodella sp.*; 35=*M.maculatus*.

4.2.4.1.1 Modelo “Broken stick”

Da comparação entre os valores observados e esperados (Tabela 13), podemos concluir que este modelo não se ajusta aos dados, pois: $X^2 = 66,4^{**}$ ($\chi^2_{0,05;10} = 18,307$ e $\chi^2_{0,01;10} = 23,209$).

Tabela 13: Ajuste do modelo “Broken stick”.

classes	limite sup.	Número observado de espécie	Número esperado de espécie	X^2
1	2,5	4	0,38	34,49
2	4,5	2	0,37	7,18
3	8,5	2	0,74	2,15
4	16,5	4	1,43	4,62
5	32,5	2	2,68	0,17
6	64,5	5	4,72	0,02
7	128,5	4	7,33	1,51
8	256,5	3	8,85	3,87
9	512,5	6	6,51	0,04
10	1024,5	2	1,83	0,02
11		1	0,07	12,36
Somatório		35	35	66,41

4.2.4.1.2 Série geométrica

Os valores de k , que avalia o espaço do nicho ou os recursos que cada espécie explora, e da constante C_k foram: $K = 0,198$ $C_k = 1,000689$.

Da comparação entre os valores observados e esperados (Tabela 14), podemos concluir que também este modelo não se ajusta aos dados, pois $X^2 = 423,58^{**}$ ($\chi^2_{0,05;34} = 48,602$ e $\chi^2_{0,01;34} = 56,061$).

Tabela 14: Resultado da série geométrica.

	Abundância observada	Abundância esperada	X ²
<i>S.insculpta</i>	1422	1169,96	54,30
<i>A.altiparanae</i>	652	951,18	94,10
<i>H.littorale</i>	601	773,31	38,39
<i>C.nagelii</i>	468	628,70	41,08
<i>G.brasiliensis</i>	437	511,13	10,75
<i>P.squamosissimus</i>	380	415,55	3,04
<i>C.modestus</i>	351	337,84	0,51
<i>H.eques</i>	320	274,67	7,48
<i>M.intermedia</i>	306	223,30	30,63
<i>L.anisitsi</i>	255	181,55	29,72
<i>P.maculatus</i>	202	147,60	20,05
<i>L.obtusidens</i>	159	120,00	12,68
<i>O.niloticus</i>	118	97,56	4,28
<i>A.piracicabae</i>	93	79,31	2,36
<i>S.nasutus</i>	93	64,48	12,61
<i>H.malabaricus</i>	71	52,42	6,58
<i>L.lacustris</i>	51	42,62	1,65
<i>T.paranensis</i>	51	34,65	7,71
<i>A.lacustris</i>	38	28,17	3,43
<i>G.carapo</i>	37	22,90	8,68
<i>P.lineatus</i>	35	18,62	14,41
<i>H.ancistroides</i>	23	15,14	4,08
<i>C.haroldoi</i>	20	12,31	4,81
<i>S.maculatus</i>	16	10,01	3,59
<i>S.spilopleura</i>	10	8,13	0,43
<i>S.intermedius</i>	9	6,61	0,86
<i>S.juruparí</i>	9	5,38	2,44
<i>R.quelen</i>	7	4,37	1,58
<i>A.fasciatus</i>	5	3,55	0,59
<i>S.fasciatus</i>	3	2,89	0,00
<i>S.hilarii</i>	3	2,35	0,18
<i>P.mesopotamicus</i>	2	1,91	0,00
<i>A.schubarti</i>	2	1,55	0,13
<i>Pimelodella sp.</i>	2	1,26	0,43
<i>M.maculatus</i>	1	1,03	0,00
Somatório	6252	6252	423,58

4.2.4.1.3 Série logarítmica

Neste caso, como pode ser visto na Tabela 15, o modelo se ajusta aos dados, pois $X^2=9,5$ ($\chi^2_{0,05;11}=19,675$).

No caso do modelo da série logarítmica, o parâmetro α é considerado um bom índice de diversidade e seu valor estimado ($\hat{\alpha}=4,88$) é comparativamente elevado indicando a presença de uma comunidade bastante diversificada (MAGURRAN, 2004).

Tabela 15: Resultado da série logarítmica.

classes	Limite superior	Número observado de espécies	Número esperado de espécie	X^2
1	2,5	4,0	7,3	1,5
2	4,5	2,0	2,8	0,2
3	8,5	2,0	3,1	0,4
4	16,5	4,0	3,2	0,2
5	32,5	2,0	3,3	0,5
6	64,5	5,0	3,2	1,0
7	128,5	4,0	3,1	0,3
8	256,5	3,0	2,9	0,0
9	512,5	6,0	2,5	4,9
10	1024,5	2,0	1,9	0,0
11	2048,5	1,0	1,2	0,0
12	∞	0,0	0,5	0,5
Somatório		35	35	9,5

Graus de liberdade (classes – 1)= 11 ; $\hat{\alpha}=4,8867$; $\text{Var}(\hat{\alpha})=0,0894$; $s(\hat{\alpha})=0,2991$
 95% limite de confiança de $\hat{\alpha}$: 4,3006 a 5,4729; x da série logarítmica= 0,9992190.

4.2.4.1.4 Log-normal truncada

O modelo se ajusta aos dados da comunidade de peixes da represa de Barra Bonita (Tabela 16), pois $X^2 = 9,8$ e $\chi^2_{0,05;12} = 21,026$. Apesar disso, o gráfico do modelo, na Figura 34, apresenta três modas que dificultam a interpretação do resultado do teste e nos levam a pensar que o modelo não seja adequado.

A estimativa do número total de espécies na comunidade é: $S^* = 35,7$

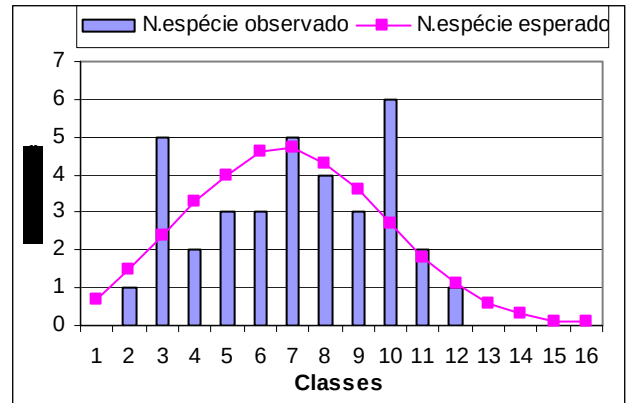


Figura 34: Distribuição do número de espécies observado e esperado no modelo log-normal truncado. (Classes em escala de oitavas).

Tabela 16: Resultado série log-normal truncada.

classes	Limite superior da octava	Número observado de espécies	Número esperado de espécie	X^2
0	0,5	-	0,74	-
1	1,5	1	1,53	0,2
2	3,5	5	2,36	3,0
3	7,5	2	3,25	0,5
4	15,5	3	4,04	0,3
5	31,5	3	4,56	0,5
6	63,5	5	4,66	0,0
7	127,5	4	4,3	0,0
8	255,5	3	3,58	0,1
9	511,5	6	2,68	4,1
10	1023,5	2	1,81	0,0
11	2047,5	1	1,1	0,0
12	4095,5	0	0,61	0,6
13	8191,5	0	0,3	0,3
14	16383,5	0	0,13	0,1
15	32767,5	0	0,05	0,1
Somatório		35	35,7	9,8

Graus de liberdade (classes – 3): 12; Estimativa da $var(s) = 0,86$.

4.2.4.1.5 Estimativa Jackknife

O número de espécies foi também estimado com a técnica Jackknife que deu um valor pouco superior ao obtido pela pesca experimental: 38 espécies. O intervalo de confiança (95%) indicou um mínimo de 34,6 e um máximo de 41,2 espécies. Sendo os valores observados (35) dentro desse intervalo de confiança, pode-se inferir que a riqueza de espécies estimada por este método não é sobreestimada e que o esforço de amostragem aplicado foi adequado.

4.2.4.2 Relação espécie-abundância por ambientes

A curva de espécies-abundância (Whittaker plot) para cada ambiente em separado, exibe diferentes modelos de organização das comunidades (Figura 35). Em particular, a comunidade do ambiente de centro é representada por poucas espécies e graficamente tende a uma reta com inclinação elevada, típica do modelo da série geométrica. As comunidades dos ambientes de desembocadura e lateral, ao contrário, mostram um número consideravelmente maior de espécies com padrão mais próximo as séries logarítmica e/ou log-normal truncada.

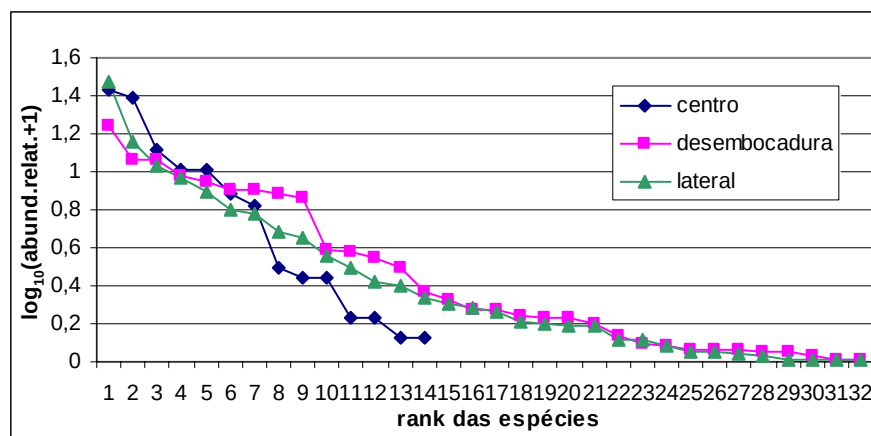


Figura 35: Curvas espécies-abundâncias desagregadas por ambiente.

4.2.4.2.1 Modelo “Broken stick”

A comparação entre os valores observados e esperados (Tabelas 17 a,b,c.), para os três ambientes, evidencia que existe uma diferença significativa entre eles (Tabela 18), permitindo concluir que este modelo não se ajusta a comunidade de peixes da represa de Barra Bonita.

Tabela 17a: Modelo “Broken stick” - centro.

classes	limite superior	observado	esperado	X ²
1	2,5	4	1,20	6,46
2	4,5	0	1,10	1,11
3	8,5	3	1,95	0,57
4	16,5	1	3,00	1,333
5	32,5	3	3,54	0,08
6	64,5	1	2,38	0,80
7	128,5	2	0,48	4,83
Somatório		14	13,65	15,18

Tabela 17b: Modelo “Broken stick” - desembocadura.

classes	limite sup.	observado	esperado	X ²
1	2,5	3	0,65	8,50
2	4,5	2	0,64	2,89
3	8,5	5	1,23	11,56
4	16,5	1	2,33	0,76
5	32,5	6	4,13	0,85
6	64,5	3	6,5	1,88
7	128,5	3	8,07	3,18
8	256,5	6	6,25	0,01
9	512,5	3	1,92	0,61
		32	31,72	30,24

Tabela 17c: Modelo “Broken stick” - lateral.

classes	limite sup.	observado	esperado	X ²
1	2,5	5	0,66	28,54
2	4,5	3	0,65	8,56
3	8,5	1	1,25	0,05
4	16,5	4	2,36	1,14
5	32,5	5	4,18	0,16
6	64,5	4	6,56	0,10
7	128,5	3	8,08	3,19
8	256,5	4	6,16	0,76
9	512,5	2	1,84	0,01
10	1024,5	1	0,09	9,41
		32	31,83	51,92

Tabela 18: Síntese dos resultados - modelo “Broken stick”.

X^2 calculado	$\chi^2_{0,05;gl}$ (esperado)	$\chi^2_{0,01;gl}$ (esperado)	Conclusão
X^2 (centro)=15,18*	$\chi^2_{0,05;6}=12,59$	$\chi^2_{0,01;6}=16,81$	Não se ajusta apenas a $p=0,05$
X^2 (desembocadura)=30,24**	$\chi^2_{0,05;8}=15,51$	$\chi^2_{0,01;8}=20,09$	Não se ajusta
X^2 (lateral)=51,92**	$\chi^2_{0,05;9}=16,92$	$\chi^2_{0,01;9}=21,67$	Não se ajusta

4.2.4.2.2 Série geométrica

O teste do χ^2 revela que a estrutura da comunidade do ambiente de centro se ajusta a distribuição da série geométrica (Tabela 19).

Tabela 19: Síntese resultados da série geométrica.

	k	C_k	X^2 calculado	$\chi^2_{0,05;gl}$ (esperado)	$\chi^2_{0,01;gl}$ (esperado)	Conclusão
Centro	0,287	1,0087	9,9	$\chi^2_{0,05;13}=22,36$	$\chi^2_{0,01;13}=27,69$	Se ajusta
Desembocadura	0,205	1,0006	418,27**	$\chi^2_{0,05;31}=44,98$	$\chi^2_{0,01;31}=52,19$	Não se ajusta
Lateral	0,184	1,0015	242,85**	$\chi^2_{0,05;31}=44,98$	$\chi^2_{0,01;31}=52,19$	Não se ajusta

4.2.4.2.3 Série logarítmica

No caso da série logarítmica (Tabela 20), a análise dos resultados evidencia que não existe diferença significativa entre o número de espécie observado e esperado nos três ambientes. O modelo logarítmico, então, se ajusta a todos os casos. Os valores de α indicam que os ambientes de desembocadura e lateral têm a maior diversidade.

Tabela 20: Síntese dos resultados da série logarítmica para ambiente.

	α	Var (α)	x (da série log)	X^2 calculado	$\chi^2_{0,05;gl}$ (esperado)	Conclusão
Centro	3,145	0,178	0,989	6,0	$\chi^2_{0,05;6}=12,59$	Se ajusta
Desembocadura	4,998	0,118	0,998	13,0	$\chi^2_{0,05;8}=15,51$	Se ajusta
Lateral	5,012	0,120	0,998	4,4	$\chi^2_{0,05;9}=16,92$	Se ajusta

4.2.4.2.4 Log-normal truncada

O modelo log-normal truncado se ajusta a todos os ambientes (Tabela 21). Considerando, todavia, as distribuições das abundâncias observadas e esperadas, em classes de oitavas, para cada ambiente (Figuras 36 a,b,c), vê-se novamente várias modas tornando seu ajuste duvidoso.

Tabela 21: Síntese dos resultados da log-normal truncada para ambiente.

	N. espécie	N. indivíduos	S*	X ² calculado	$\chi^2_{0,05;gl}$ (esperado)	Conclusão
Centro	14	283	14,7	7,85	$\chi^2_{0,05;6}=12,59$	Se ajusta
Desembocadura	32	3008	32,6	15,45	$\chi^2_{0,05;8}=15,51$	Se ajusta
Lateral	32	2961	33,4	8,28	$\chi^2_{0,05;9}=16,92$	Se ajusta

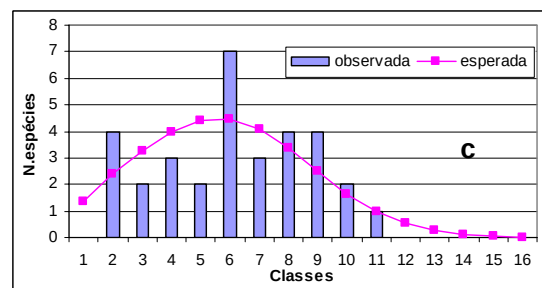
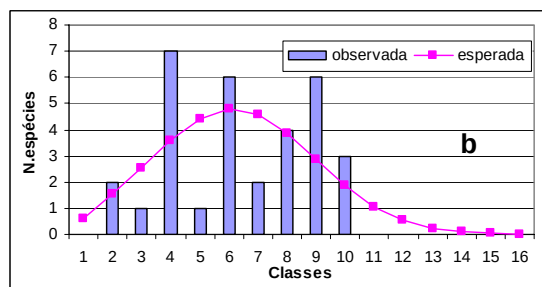
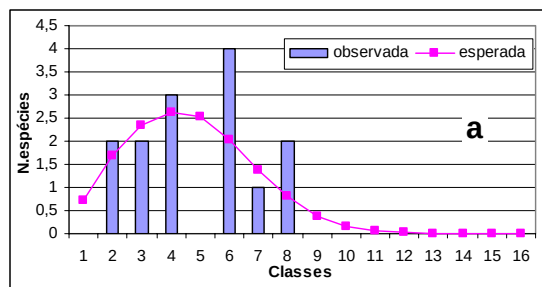


Figura 36 a,b,c: Distribuição do número de espécies observado e esperado no modelo log-normal truncado. Classes em escala de oitavas. (Ambientes: a=centro; b=desembocadura; c=lateral).

4.2.4.2.5 Estimativa Jackknife para ambientes

O maior número esperado de espécies, estimado com o método Jackknife, encontra-se no ambiente lateral com 36 espécies e o menor no centro com 17 (Tabela 22).

Tabela 22: Síntese da riqueza de espécie (estimativa Jackknife) por ambiente.

	N. espécie observado	N. estimado de espécie	Desv.padr.	Int conf. (95%)
Centro	14	17,5	1,87	13,1-21,9
Desembocadura	32	35,5	1,87	31,1-39,9
Lateral	32	36,4	1,84	32-40,7

4.2.4.3 Diversidade da comunidade

A relação entre a distribuição dos indivíduos de cada espécie dentro da comunidade foi analisada através dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (base 2), equitabilidade e dominância.

4.2.4.3.1 Índice de diversidade (em número) - H'_N

Da Figura 37, que mostra o andamento dos valores da diversidade de Shannon-Wiener em número em cada estação nas duas épocas consideradas, emerge um padrão semelhante. A maioria dos valores varia entre 2,5 (bits/indivíduo) e 3,5 (bits/indivíduo). Os valores maiores se encontram nas estações TRDBB03 (Córrego da Onça), TRDBB06 (Rio Araquá) e LELBB04

(lateral usina). Ao contrário os valores menores, com a exclusão de FLCTI02 (P.te Jaú) e FLCTI05 (Barra Capivara) onde não foi capturado nenhum indivíduo, pertencem às estações de centro (FLCPI02-P.te S.Maria, FLCPI04-Pedra Preta, TRCBB01-P.Água Nova, TRCBB05-Ilha Cerrito, LECBB01-frente Araquazinho e LECBB03-perto barragem).

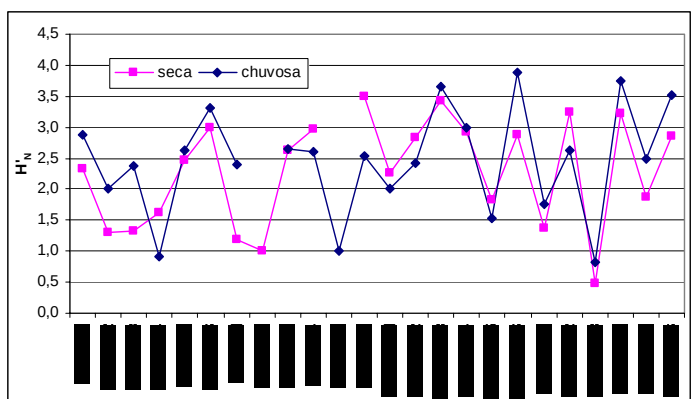


Figura 37: Diversidade (H'_N) por estação nas duas épocas, seca e chuvosa. Os códigos dos locais estão na Tabela 3.

A diversidade entre as duas épocas apresenta correlação de $r=0,75^{**}$ (Figura 38).

Este resultado sugere, então, que a diversidade varia, entre as duas épocas, de forma homogênea.

Durante a época seca (Tabela 23) a diversidade em número variou entre um

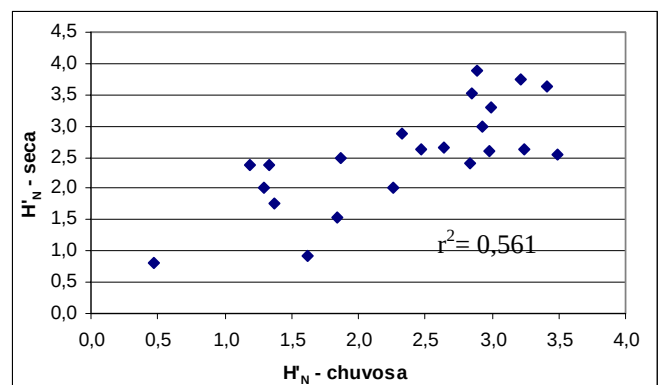


Figura 38: Correlação da diversidade (H'_N) entre as duas épocas, seca e chuvosa.

mínimo de 0,49 bits/ind. (LECBB03-perto barragem) e um máximo de 3,49 bits/ind. (FLDTI06-R. Capivara). A média do período foi 2,28 bits/ind.

Durante a estação chuvosa (Tabela 23) o mínimo (0,81 bits/ind.) foi encontrado na LECBB03 (perto barragem) e o máximo (3,88 bits/ind.) na estação TRDBB06 (R.Araquá). A média do período foi 2,46 bits/ind.

Tabela 23: Estatísticas descritivas do índice de diversidade Shannon-Wiener (H'_N).

	Média	Mediana	Mínimo	Maximo	Int.Var.	Variância
SECA	2,28	2,47	0,49	3,49	3,02	0,76
CHUVOSA	2,46	2,53	0,81	3,88	3,07	0,75

Com o intento de procurar diferenças nos valores da diversidade em número entre as categorias épocas, zonas e ambientes, foi realizada uma análise de variância (three-way). O resultado é apresentado na Tabela 24 e detecta diferenças significativas somente entre ambientes. A análise foi, portanto, repetida tirando de cada vez uma das fontes da variação a partir daquela com o maior valor de probabilidade até chegar ao modelo mínimo de Tabela 25.

Tabela 24: Análise de variância da diversidade (em número) de Shannon-Wiener (H'_N) por época, zona e ambiente.

VAR. DEP.: H'_N N= 46 R múltiplo= 0.872 $R^2= 0.761$					
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	p
ÉPOCA	0,341	1	0,341	0,932	0,345
ZONA	2,886	3	0,962	2,631	0,075
AMBIENTE	19,428	2	9,714	26,567	0,000
ÉPOCA*ZONA	0,278	3	0,093	0,254	0,858
ÉPOCA*AMBIENTE	0,135	2	0,068	0,185	0,833
ZONA*AMBIENTE	1,571	6	0,262	0,716	0,641
ÉPOCA*ZONA*AMBIENTE	1,079	6	0,180	0,492	0,807
ERRO	8,044	22	0,366		

Tabela 25: Análise de variância da diversidade (em número) de Shannon-Wiener (H'_N) por ambiente.

VAR. DEP.: Diversidade em número N= 46 R múltiplo= 0.756 $R^2= 0.572$					
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	p
AMBIENTE	19,205	2	9,602	28,686	0,000
ERRO	14,394	43	0,335		

Validação da ANOVA

A validade do modelo da Tabela 24 foi examinada através da análise dos resíduos. A Figura 39 mostra a dispersão dos resíduos versus os valores estimados. Não há tendência à não linearidade e de tendências que indicam heterogeneidade de variâncias, que foi testada pelo teste de Bartlett: $X^2=0,363$ que, comparado com o esperado $\chi^2_{0,05;2}= 5,991$ nos permite concluir que as variâncias são homogêneas.

Para se avaliar a normalidade dos resíduos, foram calculados:

$$g_1 = -0,625 \text{ e } g_2 = 0,677$$

Visto que:

$$\gamma_{1(0,05;46)} = 0,695 \text{ e } \gamma_{2(0,05;46)} = 1,711$$

pode-se concluir que a distribuição dos resíduos segue a distribuição normal, mostrada na Figura 40.

Teste HSD de Tukey

O teste de comparação múltipla das médias HSD de Tukey foi empregado com o objetivo de se detectar qual ambiente seria diferente dos outros em relação a diversidade em número.

O resultado do teste é apresentado na Tabela 26 e mostra que o ambiente de centro se diferencia dos outros ($p < 0,01$).

Tabela 26: Probabilidade do teste HSD de Tukey para detectar diferenças na diversidade de Shannon-Wiener em número (H'_N) entre os ambientes (C=Centro; D=Desembocaduras e L=Lateral).

	C	D	L
C	1,000		
D	0,000	1,000	
L	0,000	0,236	1,000

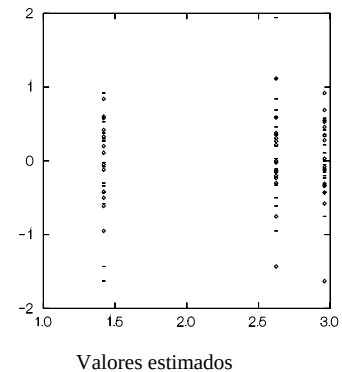


Figura 39: Distribuição dos resíduos.

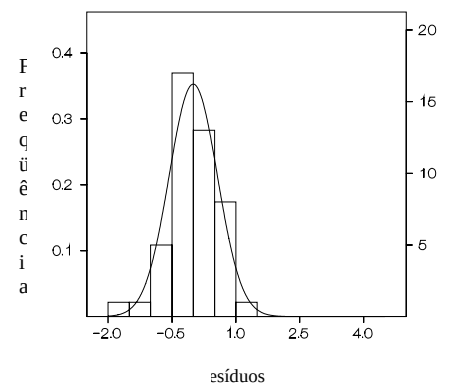


Figura 40: Histograma de frequência dos resíduos.

Nas Figuras 41 é mostrada a distribuição dos valores da diversidade (H'_N) por ambiente. Como mostrado pela análise da variância e pelo teste de Tukey, é significativa a diferença entre habitat, sendo o ambiente pelágico (estações de centro) caracterizado pela menor diversidade média em número (Tabela 27).

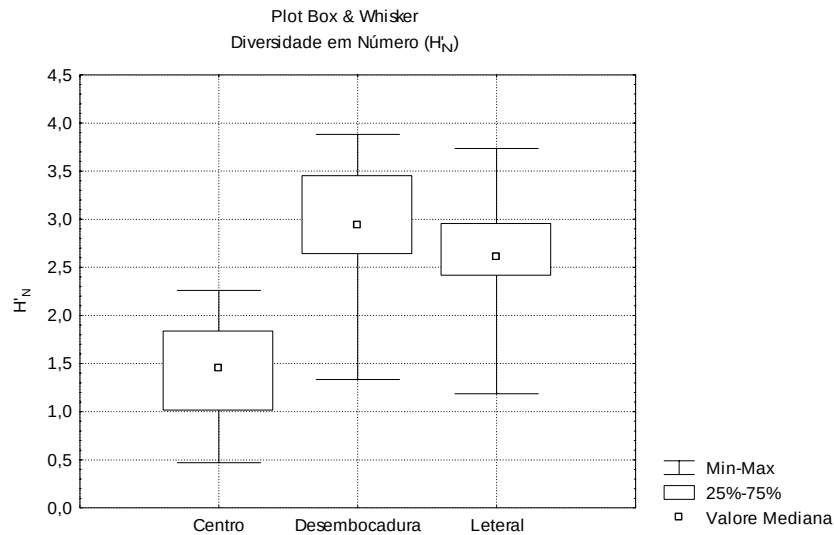


Figura 41: Distribuição dos valores da diversidade de Shannon-Wiener em número (H'_N) por ambiente.

Tabela 27: Estatísticas descritivas da diversidade de Shannon-Wiener em número (H'_N) por ambiente.

	N. casos	Média	Mediana	Mínimo	Maximo	Variância
Centro	14	1,42	1,45	0,47	2,26	0,28
Desembocadura	16	2,96	2,94	1,33	3,88	0,39
Lateral	16	2,62	2,61	1,19	3,74	0,33

4.2.4.3.2 Índice de diversidade (em peso) - H'_p

A Figura 42, mostra os valores da diversidade em peso para cada estação nas duas épocas consideradas, não evidenciando grandes diferenças entre as duas épocas. Os valores, excluindo as estações FLCTI02 (P.te Jaú) e FLCTI05 (Barra Capivara) onde não foi capturado nenhum indivíduo, variam entre um mínimo de 0,11 (bits/indivíduo) (LECB03 - Perto barragem) e um máximo de 3,97 (bits/indivíduo) (TRDBB06 - Rio Araquá).

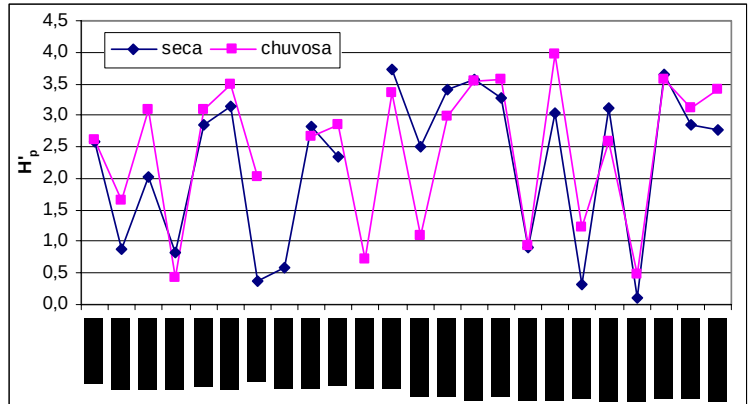


Figura 42: Diversidade de Shannon-Wiener em peso (H'_p) por estação nas duas épocas, seca e chuvosa.

A diversidade em peso entre as duas épocas apresenta correlação de $r=0,86^{**}$ (Figura 43).

Este resultado sugere que a diversidade em peso também varia, entre as duas épocas, de forma homogênea. Durante a época seca (Tabela 28) a diversidade em peso variou entre um mínimo de 0,11 bits/ind. (LECB03-perto barragem) e um máximo de 3,72 bits/ind. (FLDTI06-R.Capivara). A média do período foi 2,25 bits/ind.

Durante a estação chuvosa (Tabela 28) o mínimo (0,43 bits/ind.) foi encontrado na FLCPI04 (Pedra Preta) e o máximo (3,97 bits/ind.) na estação TRDBB06 (R.Araquá). A média do período foi 2,45 bits/ind.

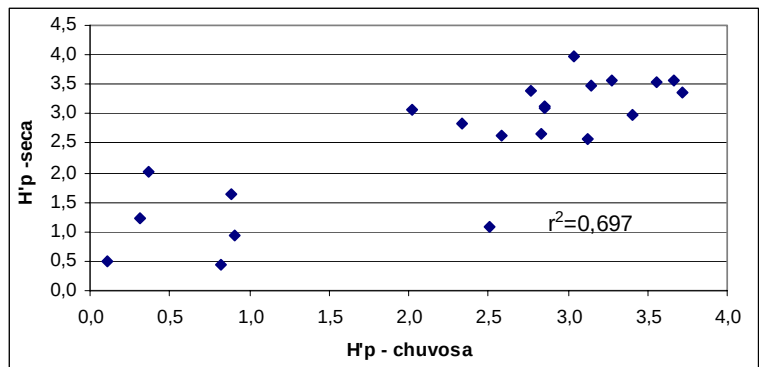


Figura 43: Correlação da diversidade de Shannon-Wiener em peso (H'_p) entre as duas épocas, seca e chuvosa.

Tabela 28: Estatística descritiva da diversidade de Shannon-Wiener em peso (H'_p) nas duas épocas.

	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Variância
SECA	2,25	2,76	0,11	3,72	1,47
CHUVOSA	2,45	2,84	0,43	3,97	1,27

Com o intento de mostrar diferenças entre os valores da diversidade em peso nas categorias épocas, zonas e ambientes, foi novamente realizada uma análise de variância (three-way). O resultado é apresentado na Tabela 29 e indica diferenças significativas entre zonas e ambientes. A análise foi, portanto, repetida tirando a cada vez uma das fontes da variação a partir daquela com o maior valor de probabilidade até chegar ao modelo mínimo de Tabela 30. Para atender aos requisitos de normalidade, foi eliminado um outlier. Diferentemente da Tabela 25, o efeito da zona do reservatório é importante quando a diversidade em peso é considerada.

Tabela 29: Análise da variância da diversidade de Shannon-Wiener em peso (H'_p) por época, zona e ambiente.

VAR. DEP. : H'_p N= 46 R múltiplo= 0.938 R ² = 0.879					
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	p
ÉPOCA	0,449	1	0,449	1,345	0,259
ZONA	3,808	3	1,269	3,807	0,024
AMBIENTE	41,495	2	20,748	62,224	0,000
ÉPOCA*ZONA	0,376	3	0,125	0,376	0,771
ÉPOCA*AMBIENTE	0,104	2	0,052	0,156	0,856
ZONA*AMBIENTE	3,513	6	0,586	1,756	0,155
ÉPOCA*ZONA*AMBIENTE	1,920	6	0,320	0,959	0,475
ERRO	7,336	22	0,333		

Tabela 30: Análise da variância da diversidade de Shannon-Wiener em peso (H'_p) por zona e ambiente.

VAR. DEP.: Diversidade em peso (H'_p) N= 45 R múltiplo= 0.918 R ² = 0.843					
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	p
ZONA	2,637	3	0,879	3,854	0,017
AMBIENTE	45,941	2	22,971	100,718	0,000
ERRO	8,895	39	0,228		

Validação da ANOVA

A validade o modelo da Tabela 29 foi examinado através da análise dos resíduos. Na dispersão dos resíduos versus os valores estimados (Figura 44), não há evidência de não linearidade e de tendências que indicam heterogeneidade de variâncias, que foi testada pelo teste de Bartlett: $\chi^2=13,399$ que comparado com o esperado $\chi^2_{0,05;11}= 19,675$ nos permite concluir que as variâncias são homogêneas.

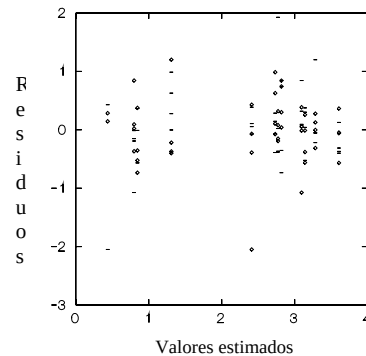


Figura 44: Distribuição dos resíduos.

Para se avaliar a normalidade dos resíduos foram calculados:

$$g_1 = 0,424 \text{ e } g_2 = 0,349$$

Visto que:

$$\gamma_1(0,05;45)=0,703 \text{ e } \gamma_2(0,05;45)=1,730$$

pode-se concluir que a distribuição dos resíduos segue a distribuição normal mostrada na Figura 45.

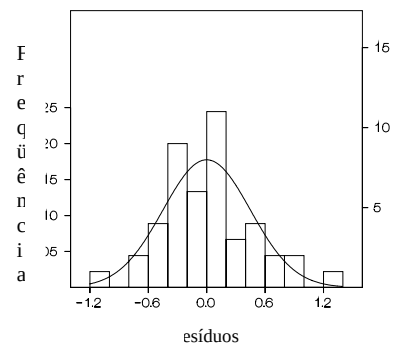


Figura 45: Histograma de frequência dos resíduos.

Teste HSD de Tukey

O teste de comparação múltipla das médias HSD de Tukey foi usado com o objetivo de detectar diferenças entre a diversidade em peso de cada ambiente nas quatro zonas e para individuar que ambientes são diferentes entre si.

O resultado do teste está na Tabela 31 onde as linhas representam as zonas (1= Fluvial Piracicaba; 2= Fluvial Tietê; 3= Transição Barra Bonita e 4= Lântica Barra Bonita) e as colunas os ambientes (C=Centro; D=Desembocaduras e L=Lateral).

Tabela 31: Probabilidade do teste HSD de Tukey para detectar diferenças na diversidade em peso (H'_p) de Shannon-Wiener entre os ambientes nas quatro zonas (1= Fluvial Piracicaba; 2= Fluvial Tietê; 3= Transição Barra Bonita e 4= Lântica Barra Bonita; C=Centro; D=Desembocaduras e L=Lateral; **negrito**=diferenças significativas entre ambientes dentro da zona.

zona	ambiente	C	D	L	C	D	L	C	D	L	C	D	L
1	C	1,000											
1	D	0,001	1,000										
1	L	0,002	1,000	1,000									
2	C	1,000	0,002	0,004	1,000								
2	D	0,000	1,000	0,998	0,001	1,000							
2	L	0,411	0,275	0,491	0,314	0,093	1,000						
3	C	0,994	0,013	0,034	0,931	0,003	0,964	1,000					
3	D	0,000	0,918	0,739	0,000	0,997	0,008	0,000	1,000				
3	L	0,000	0,998	0,967	0,000	1,000	0,035	0,001	1,000	1,000			
4	C	0,995	0,000	0,000	1,000	0,000	0,051	0,605	0,000	0,000	1,000		
4	D	0,001	1,000	1,000	0,001	1,000	0,234	0,010	0,944	0,999	0,000	1,000	
4	L	0,000	0,998	0,969	0,000	1,000	<u>0,037</u>	<u>0,001</u>	1,000	1,000	0,000	0,999	1,000

Do exame da Tabela 31 emerge que dentro das quatro zonas o ambiente de centro se diferencia dos outros ($p < 0,05$), com a exceção do braço do rio Tietê, onde o ambiente de centro se diferencia somente do ambientes de desembocadura.

Nas Figuras 46 e 47 é mostrada a distribuição dos valores da diversidade em peso por zona e ambiente. Dos gráficos observa-se uma distribuição semelhante no caso das zonas, apesar de que a zona do braço do rio Tietê apresenta a menor mediana (Tabela 32). Considerando, ao contrário, a repartição dos dados por ambiente, como mostrado pela análise da variância e pelo teste HSD de Tukey, é significativa a diferença entre ambientes, sendo o ambiente pelágico (estações de centro) caracterizado pela menor diversidade média em peso (Tabela 33).

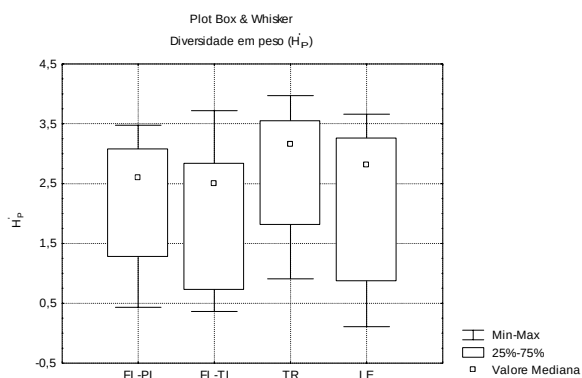


Figura 46: Distribuição dos valores da diversidade de Shannon-Wiener em peso (H'_p) por zona (FL-PI= fluvial Piracicaba; FL-TI=fluvial Tietê; TR=transição; LE=lênica).

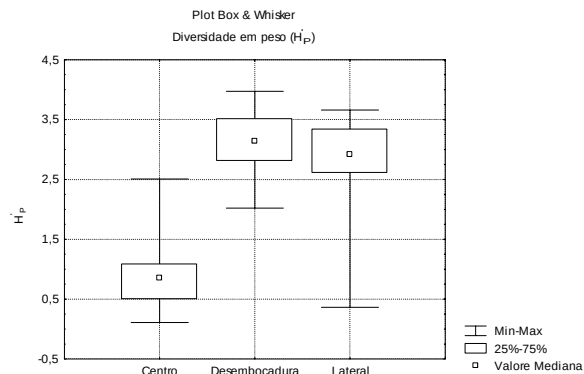


Figura 47: Distribuição dos valores da diversidade de Shannon-Wiener em peso (H'_p) por ambiente.

Tabela 32: Estatísticas descritivas diversidades de Shannon-Wiener em peso (H'_p) para zona (FL-Pi=Fluvial Piracicaba; FL-Ti=Fluvial Tietê; TR= Transição; LE=Lênica).

	N. casos	Média	Mediana	Mínimo	Maximo	Variância
FL-Pi	12	2,22	2,60	0,43	3,48	1,08
FL-Ti	10	2,14	2,50	0,36	3,72	1,42
TR	12	2,73	3,16	0,91	3,97	1,25
LE	12	2,27	2,81	0,11	3,66	1,79

Tabela 33: Estatísticas descritivas da diversidade de Shannon-Wiener em peso (H'_p) para ambiente.

	N. casos	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Variância
Centro	14	0,90	0,85	0,11	2,50	0,36
Desembocadura	16	3,14	3,13	2,02	3,97	0,24
Lateral	16	2,81	2,91	0,36	3,66	0,63

4.2.4.3.3 Equitabilidade em número

Os valores da equitabilidade em número mostram uma boa repartição dos indivíduos na comunidade (Figura 48), sendo a maioria dos valores entre 0,6 e 0,8. Nas estações FLCTI02 (P.te Jaú) e FLCTI05 (Barra Capivara) a equitabilidade não foi calculada porque, respectivamente na estação chuvosa e na seca, não foi capturado nenhum indivíduo. Excluindo esses dois pontos o valor mínimo ocorre nas estações LECBB03 (perto da Barragem) e LELBB05 (perto do rio Araquazinho) na época seca. Ao contrário, as situações melhores se encontram nas estações FLCPI02 (P.te S.Maria), FLCTI02 (P.te Jaú) e FLCTI05 (Barra Capivara), mas nestes casos o número de espécie foi baixo (2 espécies).

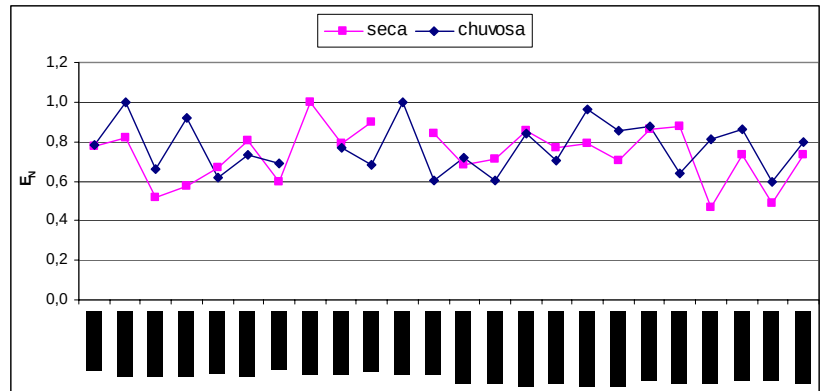


Figura 48: Equitabilidade em número por estação nas duas épocas, seca e chuvosa. Os códigos das estações estão na Tabela 3.

Na Figura 49 é mostrada a correlação dos valores de equitabilidade em número entre as duas épocas. O resultado indica ausência de correlação ($r=0,17$). Para tentar melhorar a linearidade da relação foi tentada a transformação logarítmica (base 10), mas não teve efeito. Este resultado sugere que a variação da equitabilidade na comunidade é independente da época de amostragem.

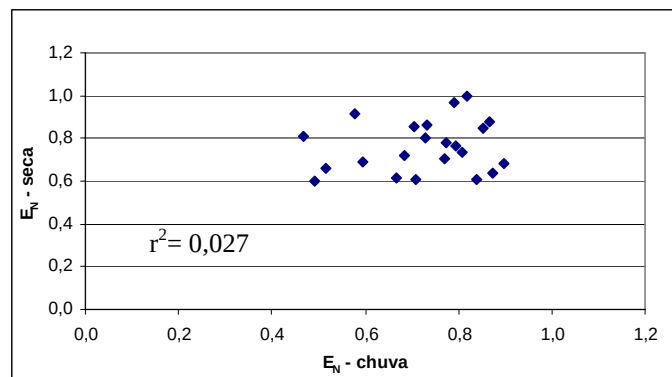


Figura 49: Correlação da equitabilidade em número por época.

Durante a época seca (Tabela 34) a equitabilidade em número variou entre um mínimo de 0,47 (LECB03-perto barragem) e um máximo de 1 (FLCTI02-P.te Jaú). A média do

período foi 0,73. Durante a estação chuvosa (Tabela 34) o mínimo (0,6) foi encontrado nas estações TRLBB02 (Faz.Cerrito) e LELBB05 (perto Araquazinho) e o máximo (1) na estação FLCPI02 (P.te S.Maria). A média do período foi 0,77.

Tabela 34: Estatísticas descritivas da Equitabilidade em número (E_N).

	Média	Mediana	Mínimo	Maximo	Variância
SECA	0,73	0,77	0,47	1,00	0,02
CHUVOSA	0,77	0,76	0,60	1,00	0,02

No caso da equitabilidade em número a análise da variância revelou diferenças somente entre ambientes (Tabela 35). A análise foi, portanto, repetida tirando de cada vez uma das fontes da variação a partir daquela com o maior valor de probabilidade até chegar ao modelo mínimo de Tabela 36.

Tabela 35: Análise da variância da Equitabilidade em número (E_N) por época, zona e ambiente.

DEP VAR: Equitabilidade (E_N) N= 46 R múltiplo= 0.721 R ² = 0.520					
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	p
ÉPOCA	0,012	1	0,012	0,721	0,405
ZONA	0,053	3	0,018	1,029	0,399
AMBIENTE	0,152	2	0,076	4,456	0,024
ÉPOCA*ZONA	0,034	3	0,011	0,570	0,579
ÉPOCA*AMBIENTE	0,056	2	0,028	1,649	0,215
ZONA*AMBIENTE	0,094	6	0,016	0,919	0,500
ÉPOCA*ZONA*AMBIENTE	0,044	6	0,007	0,429	0,851
ERRO	0,375	22	0,017		

Tabela 36: Análise de variância da equitabilidade (em número) por ambiente.

VAR. EQUI.: Equitabilidade em número (E_N) N= 46 R múltiplo= 0.381 R ² = 0.145					
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	p
AMBIENTE	0,114	2	0,057	3,657	0,034
ERRO	0,668	43	0,016		

Validação da ANOVA

A validade do modelo da Tabela 35 foi examinada através da análise dos resíduos. A Figura 50 mostra a dispersão dos resíduos versus os valores estimados. Não há evidência de não linearidade e de tendências que indicam heterogeneidade de variâncias, que foi testada pelo teste de Bartlett: $X^2=3,84$ que comparado com o esperado $\chi^2_{0,05;2}= 5,991$ nos permite concluir que as variâncias são homogêneas.

Para se avaliar a normalidade dos resíduos foram calculados:

$$g_1 = -0,629 \text{ e } g_2 = 0,253$$

Visto que:

$$\gamma_{1(0,05;46)} = 0,695 \text{ e } \gamma_{2(0,05;46)} = 1,711$$

pode-se concluir que a distribuição dos resíduos segue a distribuição normal, mostrada na Figura 51.

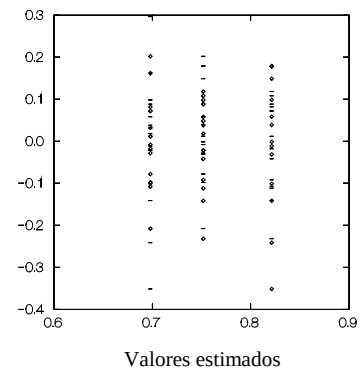


Figura 50: Distribuição dos resíduos.

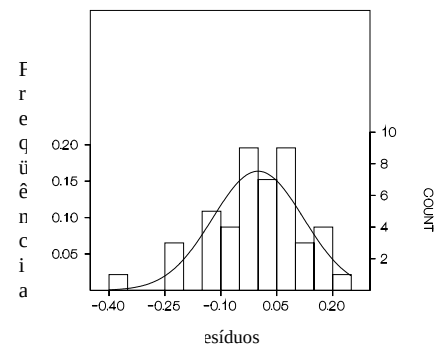


Figura 51: Histograma de frequência dos resíduos.

Teste HSD de Tukey

O teste de comparação múltipla das médias HSD de Tukey foi usado com o objetivo de detectar qual ambiente seria diferente dos outros em relação a equitabilidade em número. O resultado, mostrado na Tabela 37, indica que o ambiente de centro difere somente do ambiente lateral em termo de equitabilidade em número.

Tabela 37: Probabilidade do teste HSD de Tukey para detectar diferenças na equitabilidade em número entre os ambientes (C=Centro; D=Desembocaduras e L=Lateral).

	C	D	L
C	1,000		
D	0,290	1,000	
L	0,026	0,448	1,000

Considerando a distribuição dos valores por ambiente (Figura 52), as estações de centro se caracterizam por ter valores médios comparativamente maiores em relação aos outros (Tabela 38).

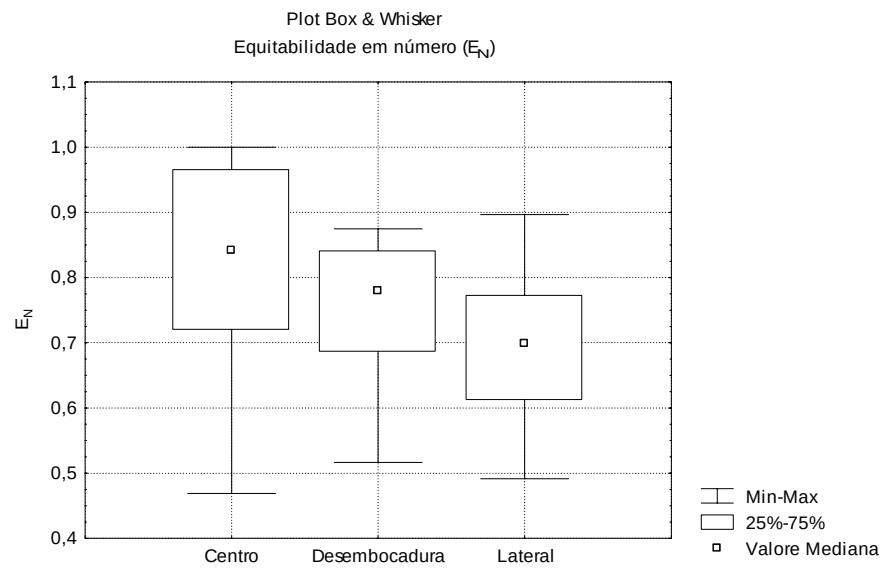


Figura 52: Distribuição dos valores da equitabilidade em número por ambiente.

Tabela 38: Estatísticas descritivas da Equitabilidade em número para ambiente.

	N. casos	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Variância
Centro	14	0,82	0,84	0,47	1,00	0,03
Desembocadura	16	0,75	0,78	0,52	0,87	0,01
Lateral	16	0,70	0,70	0,49	0,90	0,01

4.2.4.3.4 Equitabilidade em peso

Os valores da equitabilidade em peso, ao contrário da equitabilidade em número, mostram maior variabilidade apesar do padrão mostrado nas duas épocas ser semelhante. Em geral, observa-se uma boa repartição dos indivíduos na comunidade (Figura 53), sendo a maioria dos valores entre 0,6 e 0,9. A equitabilidade em peso, excluindo as estações FLCTI02 (P.te Jaú) e FLCTI05 (Barra Capivara) onde respectivamente na estação chuvosa e na seca não foram capturados peixes, apresenta o valor mínimo na estação LECBB03 (perto barragem) na época seca. Ao contrário, as situações melhores se encontram nas estações FLDTI06 (Rio Capivara), TRDBB03 (Córrego da Onça) e TRDBB06 (Rio Araquá).

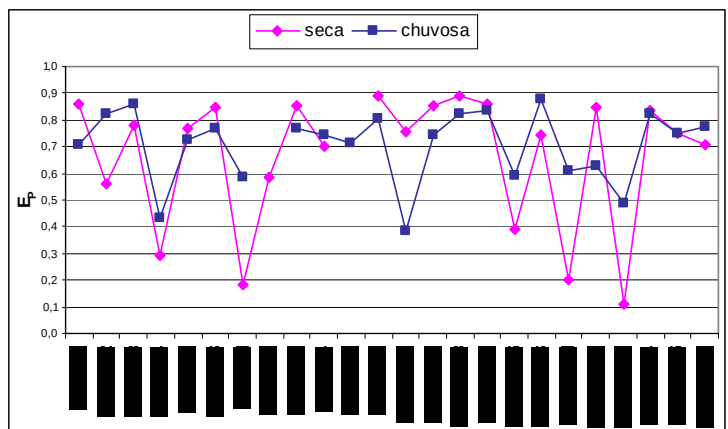


Figura 53: Equitabilidade em peso por estação nas duas épocas, seca e chuvosa. Os códigos das estações estão na Tabela 3. .

Na Figura 54 é mostrada a correlação dos valores de equitabilidade em peso entre as duas épocas. Neste caso, o coeficiente de correlação de 0,63**, indica que a repartição dos pesos na comunidade varia de forma homogênea nas duas épocas de amostragem.

Durante a época seca (Tabela 39) a equitabilidade em peso variou entre um mínimo de 0,11 (LECBB03-perto barragem) e um máximo de 0,89 (FLDTI06-R.Capivara e TRDBB03-C.Onça). A média do período foi 0,66. Durante a estação chuvosa (Tabela 39) o mínimo (0,39) foi encontrado na estação TRCBB01 (Ponta Água Nova) e o máximo (0,88) na estação TRDBB06 (R.Araquá). A média do período foi 0,71.

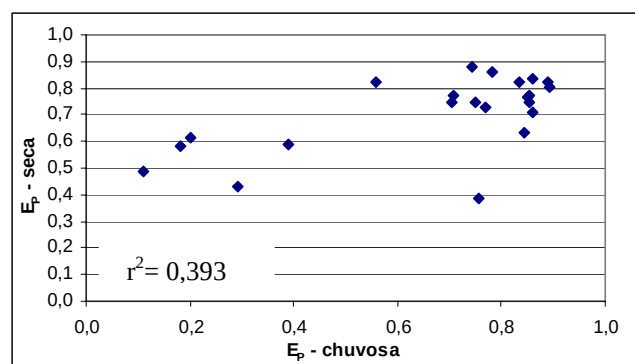


Figura 54: Correlação da equitabilidade em peso por época.

Tabela 39: Estatísticas descritivas Equitabilidade em peso.

	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Variância
SECA	0,66	0,76	0,11	0,89	0,06
CHUVOSA	0,71	0,75	0,39	0,88	0,02

No caso da equitabilidade em peso a análise da variância revela, também, diferenças apenas entre ambientes (Tabela 40).

A análise foi, portanto repetida tirando a cada vez uma das fontes de variação a partir daquela com o maior valor de probabilidade até chegar ao modelo mínimo de Tabela 41. Para atender aos requisitos de normalidade e homogeneidade das variâncias, quatro *outlier* foram eliminados.

Tabela 40: Análise da variância da Equitabilidade em peso por época, zona e ambiente.

DEP VAR: Equitabilidade em peso (E_p) N= 46 R múltiplo= 0.877 $R^2= 0.770$

Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	p
ÉPOCA	0,026	1	0,026	1,387	0,251
ZONA	0,068	3	0,023	1,201	0,332
AMBIENTE	0,629	2	0,314	16,559	0,000
ÉPOCA*ZONA	0,037	3	0,012	0,649	0,592
ÉPOCA*AMBIENTE	0,071	2	0,035	1,866	0,178
ZONA*AMBIENTE	0,260	6	0,043	2,284	0,073
ÉPOCA*ZONA*AMBIENTE	0,149	6	0,025	1,304	0,296
ERRO	0,418	22	0,019		

Tabela 41: Análise da variância da Equitabilidade em peso por ambiente.

DEP VAR: Equitabilidade em peso (E_p) N= 42 R múltiplo= 0.775 $R^2= 0.600$

Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	p
AMBIENTE	0,555	2	0,278	29,238	0,000
ERRO	0,370	39	0,009		

Validação da ANOVA

A validade do modelo da Tabela 40 foi examinada através da análise dos resíduos. A Figura 55 mostra a dispersão dos resíduos versus os valores estimados. Não há evidência de não-linearidade e de tendências que indicam heterogeneidade de variâncias, que foi testada pelo teste de Bartlett: $X^2=7,46^*$ que comparado com os esperados $\chi^2_{0,05;2}= 5,991$ e $\chi^2_{0,01;2}= 9,210$ nos permite concluir que as variâncias são homogêneas a $p=0,01$.

Para se avaliar a normalidade dos resíduos foram calculados:

$$g_1 = -0,243 \quad g_2 = 0,397.$$

Visto que:

$$\gamma_1(0,05;42) = 0,726 \quad \text{e} \quad \gamma_2(0,05;42) = 1,787$$

pode-se concluir que a distribuição dos resíduos segue a distribuição normal mostrada na Figura 56.

Teste de Tukey

O teste de comparação múltipla das médias de Tukey HSD foi usado com o objetivo de detectar diferenças entre a equitabilidade em peso por ambiente (Tabela 42) e o resultado mostra que o ambiente de centro é diferente dos outros.

Tabela 42: Probabilidade do teste de Tukey para detectar diferenças entre ambientes (C=Centro; D=Desembocaduras e L=Lateral).

	C	D	L
C	1,000		
D	0,000	1,000	
L	0,000	0,581	1,000

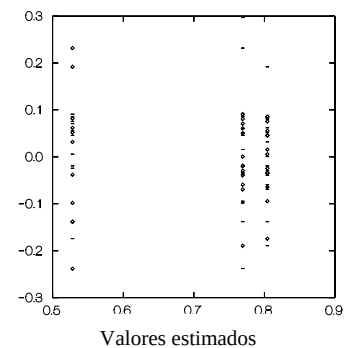


Figura 55: Distribuição dos resíduos.

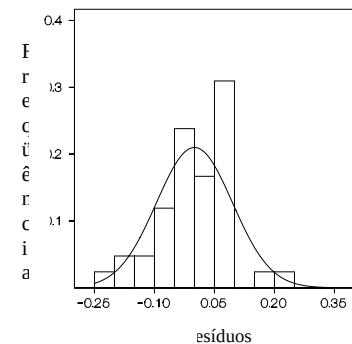


Figura 56: Histograma de frequência dos resíduos.

Na Figura 57 é mostrada a distribuição dos valores da equitabilidade em peso por ambientes. Como mostrado pela análise da variância e pelo teste de Tukey, é significativa a diferença entre o ambiente pelágico (estações de centro) e as desembocaduras e margens da represa, sendo a média notavelmente inferior as outras duas (Tabela 43).

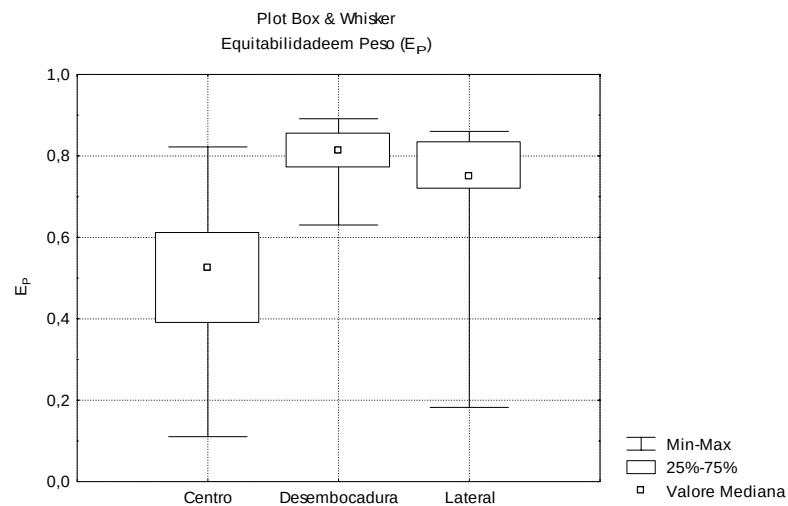


Figura 57: Distribuição dos valores da equitabilidade em peso por ambiente.

Tabela 43: Estatísticas descritivas equitabilidade em peso por ambiente.

	N. casos	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Variância
Centro	14	0,49	0,52	0,11	0,82	0,04
Desembocadura	16	0,80	0,81	0,63	0,89	0,01
Lateral	16	0,73	0,75	0,18	0,86	0,03

4.2.4.3.5 Dominância

No caso da dominância, calculada pelo índice de Simpson, os valores maiores foram encontrados durante a época da seca em correspondência das estações TRCBB01 (Água Nova) e LECBB03 (perto barragem) (Figura 58). No caso da época chuvosa destaca-se só LECBB03

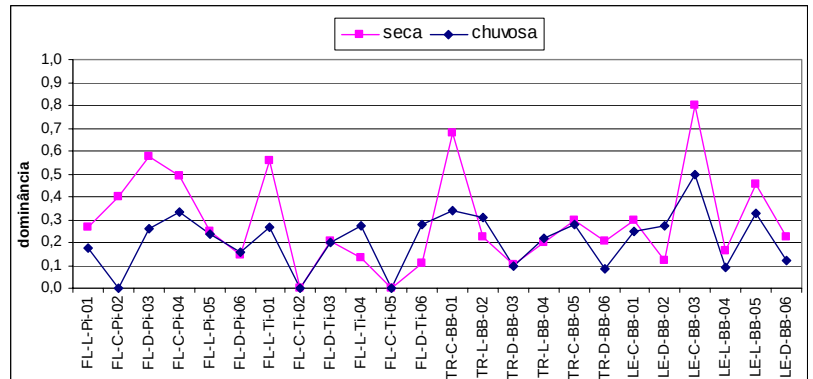


Figura 58: Dominância por estação nas duas épocas consideradas, seca e chuvosa.

(perto barragem). Nestes casos a comunidade é dominada por poucas espécies (*S. insculpta*, *C. modestus*, *A. piracicabae* e *P. maculatus*). Esta observação suporta a idéia que poucas espécies são adaptadas para explorar os ambientes de centro (pelágicos).

Em geral a maioria dos valores está entre 0,1 e 0,3. A interpretação dos resultados é inversa a da equitabilidade sendo valores altos indicativos do predomínio de uma ou poucas espécies sobre os recursos disponíveis.

Na Figura 59 é mostrada a correlação dos valores de dominância nas duas épocas. O valor do coeficiente de correlação neste caso é: $r=0,57^{**}$. Este resultado sugere, portanto, que os padrões de dominância são respeitados nas duas épocas, variando de forma homogênea.

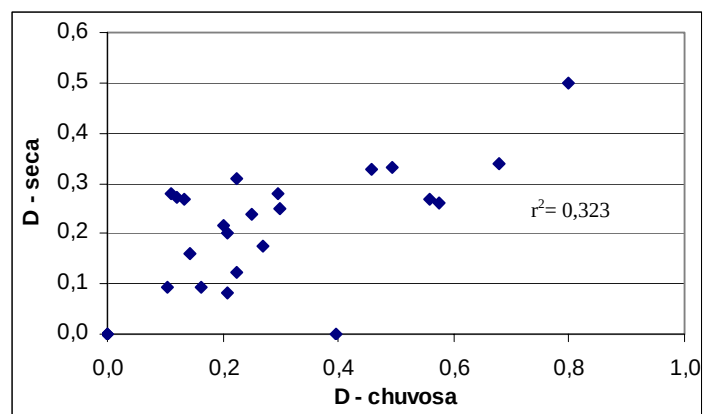


Figura 59: Correlação da dominância por época.

Durante a época seca (Tabela 44) a dominância em número variou entre um mínimo de 0 (FLCTI02-P.te Jaú e FLCTI05-Barra Capivara) e um máximo de 0,80 (FLDTI06-R.Capivara e TRDBB03-C.Onça). A média do período foi 0,3. Durante a estação chuvosa (Tabela 44) o mínimo (0) foi encontrado nas estações FLCPI02 (P.te S.Maria), FLCTI02 (P.te Jaú) e FLCTI05 (Barra

Capivara) e o máximo (0,50) na estação LECBB03 (perto barragem). A média do período foi 0,22.

Tabela 44: Estatísticas descritivas dominância.

	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Variância
SECA	0,30	0,22	0,00	0,80	0,04
CHUVOSA	0,22	0,25	0,00	0,50	0,01

A análise da variância (Tabela 45) não mostra diferenças significativas entre épocas, zonas ou ambientes.

Tabela 45: Análise de variância da dominância em número por época, zona e ambiente.

DEP VAR: Dominância (D) N= 46 R múltiplo= 0.738 R²= 0.545

Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	p
ÉPOCA	0,068	1	0,068	2,515	0,127
ZONA	0,098	3	0,033	1,206	0,331
AMBIENTE	0,067	2	0,033	1,234	0,310
ÉPOCA*ZONA	0,035	3	0,012	0,436	0,729
ÉPOCA*AMBIENTE	0,034	2	0,017	0,622	0,546
ZONA*AMBIENTE	0,335	6	0,056	2,064	0,100
ÉPOCA*ZONA*AMBIENTE	0,040	6	0,007	0,247	0,955
ERRO	0,595	22	0,027		

4.2.4.3.6 Capturas por Unidades de Esforço (cpue) - Peso

Neste trabalho não foi feita a ANOVA para cpue em número (cpue_N) pois o cpue_P, em Ecologia, é considerada uma medida mais adequada para representar a importância e a contribuição das diferentes espécies na comunidade. O peso é uma “moeda” que nos possibilita comparar organismos de dimensões diferentes, pois 1 lambari (*Astyanax* sp.) não equivale a 1 pintado (*P. corruscans*).

Considerando os valores de cpue em peso (cpue_P), observou-se valores maiores na estação chuvosa na maioria dos pontos amostrados (Figura 60). Neste caso as estações que se destacam das outras são

FLDPI06 (rio Turvo) a FLLBB02 (Faz. Cerrito) e LEDBB06 (Rio Araquazinho). O máximo da estação seca foi de 92,67 kg/1000m²/dia e na chuvosa foi de 103 kg/1000m²/dia. As médias respectivamente foram de 26,68 e 43,54 kg/1000m²/dia (Tabela 46).

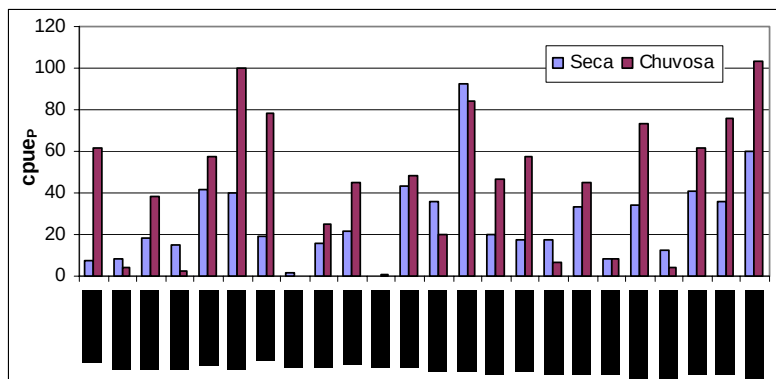


Figura 60: cpue_P (kg/m²/dia) por estação nas duas épocas do ano, seca e chuvosa. Ver a Tabela 3 para os códigos.

Tabela 46: Estatísticas descritivas cpue_P.

	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Int.Var.	Variância	Desv.Pad.
Seca- cpue _P	26,68	19,71	0,00	92,67	92,67	426,17	20,64
Chuvosa- cpue _P	43,54	45,69	0,00	103,16	103,16	1070,19	32,71
Média amostra total	35,11	33,91	0,48	88,26	87,77	607,21	24,64

Na Tabelas 47 é apresentado o resultado da análise da variância (three-way) para épocas, zonas e ambientes. Neste caso os dados foram transformados em $\sqrt{x + 0,5}$ para atender aos pressupostos de normalidade e homogeneidade das variâncias.

Tabela 47: Análise da variância por época, zona e ambiente.

VAR. DEP.: cpue_p N= 48 R múltiplo= 0.919 R²= 0.844

Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	p
ÉPOCA	15,300	1	15,300	7,524	0,011
ZONA	25,747	3	8,582	4,220	0,016
AMBIENTE	171,028	2	85,514	42,052	0,000
ÉPOCA*ZONA	1,627	3	0,542	0,267	0,849
ÉPOCA*AMBIENTE	26,855	2	13,428	6,603	0,005
ZONA*AMBIENTE	18,652	6	3,109	1,592	0,211
ÉPOCA*ZONA*AMBIENTE	4,595	6	0,766	0,377	0,887
ERRO	48,805	24	2,034		

O resultado da análise evidencia diferenças significativas ($p < 0,05$) entre épocas, zonas, ambientes e, também, entre época*ambiente. A análise foi, portanto, repetida tirando as interações não significativas a começar daquela com a maior probabilidade. O resultado final é apresentado na Tabela 48 onde, apesar das diferenças entre épocas, zonas e ambientes, a interação época*ambiente sugere a influencia da época na distribuição dos pesos nos ambientes.

Tabela 48: Análise da variância “reduzida” por época, zona e ambiente.

VAR. DEP.: cpue_p N= 48 R múltiplo= 0.874 R²= 0.764

Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	p
ÉPOCA	15,300	1	15,300	8,099	0,007
ZONA	25,747	3	8,582	4,543	0,008
AMBIENTE	171,028	2	85,514	45,265	0,000
ÉPOCA*AMBIENTE	26,855	2	13,428	7,108	0,002
ERRO	73,679	39	1,889		

Validação da ANOVA

A validade do modelo da Tabela 47 foi examinada através da análise dos resíduos. A Figura 61 mostra que não há evidencia de não-linearidade e de tendências que indicam heterogeneidade de variâncias. Esta foi testada, pelo teste de Bartlett: $X^2=22,14$ que

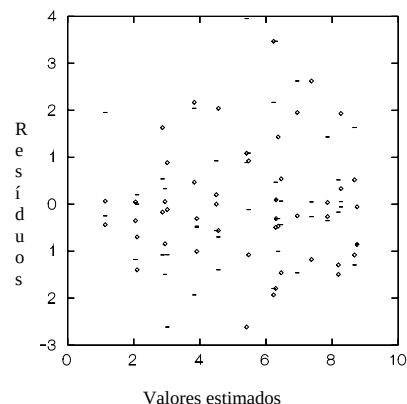


Figura 61: Distribuição dos resíduos.

comparado com o esperado $\chi^2_{0,01;23} = 41,638$ nos permite concluir que as variâncias são homogêneas.

Para se avaliar a normalidade dos resíduos, foram calculados:

$$g_1 = 0,592 \quad g_2 = 0,259.$$

Visto que:

$$\gamma_1(0,05;48) = 0,681 \quad \text{e} \quad \gamma_2(0,05;48) = 1,677$$

pode-se concluir que a distribuição dos resíduos segue a distribuição normal, mostrada na Figura 62.

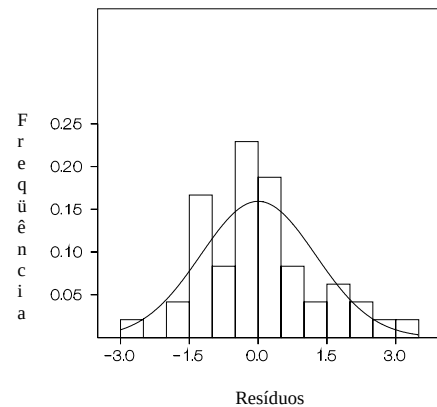


Figura 62: Histograma de frequência dos resíduos.

Teste HSD de Tukey

Finalmente, para verificar as diferenças entre as médias dos fatores, foi realizado o teste HSD de Tukey para comparação múltipla das médias e o resultado é apresentado na Tabela 49 onde, evidenciado em **negrito**, são as médias significativamente diferentes dos ambientes dentro de cada época e zona. A interpretação dos resultados evidencia a inexistência de diferenças significativas entre zonas e ambientes durante a época seca. Ao contrário esta diferença existe durante a época chuvosa onde o ambiente de centro é diferente dos outros na zona fluvial do Piracicaba e lântica da represa. No caso da zona fluvial do Tietê, o ambiente de centro difere somente do ambiente lateral. A zona de transição não evidencia nenhuma diferença.

Tabela 52: Probabilidade do teste de TUKEY HSD para comparações múltiplas das médias – cpue_p (1=FL-PI; 2=FL-TI; 3=TR-BB; 4=LE-BB; C=Centro/D=Desembocadura; L=Lateral; negrito=diferenças significativas entre ambientes dentro das zonas em cada época).

época	zona	ambiente	C	D	L	C	D	L	C	D	L	C	D	L	C	D	L	
S	1	C	1,000															
		D	0,998	1,000														
		L	1,000	1,000	1,000													
		C	0,986	0,338	0,652	1,000												
	2	D	0,999	1,000	1,000	0,375	1,000											
		L	1,000	1,000	1,000	0,674	1,000	1,000										
		C	1,000	1,000	1,000	0,435	1,000	1,000	1,000									
		D	1,000	1,000	1,000	0,435	1,000	1,000	1,000	1,000								
	3	L	0,652	1,000	0,986	0,041	1,000	0,982	0,999	0,999	1,000							
		C	1,000	0,995	1,000	0,993	0,997	1,000	0,999	0,999	0,586	1,000						
		D	0,716	1,000	0,993	0,051	1,000	0,991	1,000	1,000	0,652	1,000						
		L	0,928	1,000	1,000	0,128	1,000	1,000	1,000	1,000	0,892	1,000	1,000					
	C	1	C	1,000	0,695	0,938	1,000	0,737	0,947	0,796	0,796	0,137	1,000	0,167	0,356	1,000		
			D	0,228	0,947	0,716	0,007	0,928	0,695	0,892	0,892	1,000	0,189	1,000	0,999	0,028	1,000	
			L	0,338	0,986	0,848	0,013	0,978	0,831	0,962	0,962	1,000	0,287	1,000	1,000	0,047	1,000	
			C	0,978	0,304	0,608	1,000	0,338	0,630	0,394	0,394	0,035	0,989	0,044	0,112	1,000	0,006	0,011
2		D	0,962	1,000	1,000	0,167	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	0,938	1,000	1,000	0,435	0,996	1,000	
		L	0,321	0,982	0,831	0,012	0,974	0,814	0,955	0,955	1,000	0,271	1,000	1,000	0,044	1,000	0,146	
		C	1,000	0,999	1,000	0,968	1,000	1,000	1,000	1,000	0,737	1,000	0,796	0,962	1,000	0,287	0,394	
		D	0,737	1,000	0,995	0,055	1,000	0,993	1,000	1,000	1,000	0,674	1,000	1,000	0,178	1,000	0,414	
3		L	0,156	0,878	0,586	0,005	0,848	0,564	0,796	0,796	1,000	0,128	1,000	0,993	0,017	1,000	0,047	
		C	1,000	0,917	0,996	1,000	0,938	0,997	0,962	0,962	0,304	1,000	0,356	0,630	1,000	0,073	0,120	
		D	0,038	0,476	0,214	0,001	0,435	0,201	0,375	0,375	0,982	0,030	0,968	0,814	0,004	1,000	0,001	
		L	0,178	0,905	0,630	0,005	0,878	0,608	0,831	0,831	1,000	0,146	1,000	0,996	0,020	1,000	0,005	
H		1	C	1,000	0,695	0,938	1,000	0,737	0,947	0,796	0,796	0,137	1,000	0,167	0,356	1,000		
			D	0,228	0,947	0,716	0,007	0,928	0,695	0,892	0,892	1,000	0,189	1,000	0,999	0,028	1,000	
			L	0,338	0,986	0,848	0,013	0,978	0,831	0,962	0,962	1,000	0,287	1,000	1,000	0,047	1,000	
			C	0,978	0,304	0,608	1,000	0,338	0,630	0,394	0,394	0,035	0,989	0,044	0,112	1,000	0,006	0,011
	2	D	0,962	1,000	1,000	0,167	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	0,938	1,000	1,000	0,435	0,996	1,000	
		L	0,321	0,982	0,831	0,012	0,974	0,814	0,955	0,955	1,000	0,271	1,000	1,000	0,044	1,000	0,146	
		C	1,000	0,999	1,000	0,968	1,000	1,000	1,000	1,000	0,737	1,000	0,796	0,962	1,000	0,287	0,394	
		D	0,737	1,000	0,995	0,055	1,000	0,993	1,000	1,000	1,000	0,674	1,000	1,000	0,178	1,000	0,414	
	3	L	0,156	0,878	0,586	0,005	0,848	0,564	0,796	0,796	1,000	0,128	1,000	0,993	0,017	1,000	0,047	
		C	1,000	0,917	0,996	1,000	0,938	0,997	0,962	0,962	0,304	1,000	0,356	0,630	1,000	0,073	0,120	
		D	0,038	0,476	0,214	0,001	0,435	0,201	0,375	0,375	0,982	0,030	0,968	0,814	0,004	1,000	0,001	
		L	0,178	0,905	0,630	0,005	0,878	0,608	0,831	0,831	1,000	0,146	1,000	0,996	0,020	1,000	0,005	
	U	1	C	1,000	0,695	0,938	1,000	0,737	0,947	0,796	0,796	0,137	1,000	0,167	0,356	1,000		
			D	0,228	0,947	0,716	0,007	0,928	0,695	0,892	0,892	1,000	0,189	1,000	0,999	0,028	1,000	
			L	0,338	0,986	0,848	0,013	0,978	0,831	0,962	0,962	1,000	0,287	1,000	1,000	0,047	1,000	
			C	0,978	0,304	0,608	1,000	0,338	0,630	0,394	0,394	0,035	0,989	0,044	0,112	1,000	0,006	0,011
2		D	0,962	1,000	1,000	0,167	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	0,938	1,000	1,000	0,435	0,996	1,000	
		L	0,321	0,982	0,831	0,012	0,974	0,814	0,955	0,955	1,000	0,271	1,000	1,000	0,044	1,000	0,146	
		C	1,000	0,999	1,000	0,968	1,000	1,000	1,000	1,000	0,737	1,000	0,796	0,962	1,000	0,287	0,394	
		D	0,737	1,000	0,995	0,055	1,000	0,993	1,000	1,000	1,000	0,674	1,000	1,000	0,178	1,000	0,414	
3		L	0,156	0,878	0,586	0,005	0,848	0,564	0,796	0,796	1,000	0,128	1,000	0,993	0,017	1,000	0,047	
		C	1,000	0,917	0,996	1,000	0,938	0,997	0,962	0,962	0,304	1,000	0,356	0,630	1,000	0,073	0,120	
		D	0,038	0,476	0,214	0,001	0,435	0,201	0,375	0,375	0,982	0,030	0,968	0,814	0,004	1,000	0,001	
		L	0,178	0,905	0,630	0,005	0,878	0,608	0,831	0,831	1,000	0,146	1,000	0,996	0,020	1,000	0,005	
V		1	C	1,000	0,695	0,938	1,000	0,737	0,947	0,796	0,796	0,137	1,000	0,167	0,356	1,000		
			D	0,228	0,947	0,716	0,007	0,928	0,695	0,892	0,892	1,000	0,189	1,000	0,999	0,028	1,000	
			L	0,338	0,986	0,848	0,013	0,978	0,831	0,962	0,962	1,000	0,287	1,000	1,000	0,047	1,000	
			C	0,978	0,304	0,608	1,000	0,338	0,630	0,394	0,394	0,035	0,989	0,044	0,112	1,000	0,006	0,011
	2	D	0,962	1,000	1,000	0,167	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	0,938	1,000	1,000	0,435	0,996	1,000	
		L	0,321	0,982	0,831	0,012	0,974	0,814	0,955	0,955	1,000	0,271	1,000	1,000	0,044	1,000	0,146	
		C	1,000	0,999	1,000	0,968	1,000	1,000	1,000	1,000	0,737	1,000	0,796	0,962	1,000	0,287	0,394	
		D	0,737	1,000	0,995	0,055	1,000	0,993	1,000	1,000	1,000	0,674	1,000	1,000	0,178	1,000	0,414	
	3	L	0,156	0,878	0,586	0,005	0,848	0,564	0,796	0,796	1,000	0,128	1,000	0,993	0,017	1,000	0,047	
		C	1,000	0,917	0,996	1,000	0,938	0,997	0,962	0,962	0,304	1,000	0,356	0,630	1,000	0,073	0,120	
		D	0,038	0,476	0,214	0,001	0,435	0,201	0,375	0,375	0,982	0,030	0,968	0,814	0,004	1,000	0,001	
		L	0,178	0,905	0,630	0,005	0,878	0,608	0,831	0,831	1,000	0,146	1,000	0,996	0,020	1,000	0,005	
	O	1	C	1,000	0,695	0,938	1,000	0,737	0,947	0,796	0,796	0,137	1,000	0,167	0,356	1,000		
			D	0,228	0,947	0,716	0,007	0,928	0,695	0,892	0,892	1,000	0,189	1,000	0,999	0,028	1,000	
			L	0,338	0,986	0,848	0,013	0,978	0,831	0,962	0,962	1,000	0,287	1,000	1,000	0,047	1,000	
			C	0,978	0,304	0,608	1,000	0,338	0,630	0,394	0,394	0,035	0,989	0,044	0,112	1,000	0,006	0,011
2		D	0,962	1,000	1,000	0,167	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	0,938	1,000	1,000	0,435	0,996	1,000	
		L	0,321	0,982	0,831	0,012	0,974	0,814	0,955	0,955	1,000	0,271	1,000	1,000	0,044	1,000	0,146	
		C	1,000	0,999	1,000	0,968	1,000	1,000	1,000	1,000	0,737	1,000	0,796	0,962	1,000	0,287	0,394	
		D	0,737	1,000	0,995	0,055	1,000	0,993	1,000	1,000	1,000	0,674	1,000	1,000	0,178	1,000	0,414	
3		L	0,156	0,878	0,586	0,005	0,848	0,564	0,796	0,796	1,000	0,128	1,000	0,993	0,017	1,000	0,047	
		C	1,000	0,917	0,996	1,000	0,938	0,997	0,962	0,962	0,304	1,000	0,356	0,630	1,000	0,073	0,120	
		D	0,038	0,476	0,214	0,001	0,435	0,201	0,375	0,375	0,982	0,030	0,968	0,814	0,004	1,000	0,001	
		L	0,178	0,905	0,630	0,005	0,878	0,608	0,831	0,831	1,000	0,146	1,000	0,996	0,020	1,000	0,005	
S		1	C	1,000	0,695	0,938	1,000	0,737	0,947	0,796	0,796	0,137	1,000	0,167	0,356	1,000		
			D	0,228	0,947	0,716	0,007	0,928	0,695	0,892	0,892	1,000	0,189	1,000	0,999	0,028	1,000	
			L	0,338	0,986	0,848	0,013	0,978	0,831	0,962	0,962	1,000	0,287	1,000	1,000	0,047	1,000	
			C	0,978	0,304	0,608	1,000	0,338	0,630	0,394	0,394	0,035	0,989	0,044	0,112	1,000	0,006	0,011
	2	D	0,962	1,000	1,000	0,167	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	0,938	1,000	1,000	0,435	0,996	1,000	
		L	0,321	0,982	0,831	0,012	0,974	0,814	0,955	0,955	1,000	0,271	1,000	1,000	0,044	1,000	0,146	
		C	1,000	0,999	1,000	0,968	1,000	1,000	1,000									

A distribuição das capturas para unidade de esforço em peso dos peixes nas duas épocas (Figuras 63 e 64) mostra valores consistentemente maiores durante a época chuvosa. Os menores valores do $cpue_p$ se encontram durante a época seca em correspondência dos braços fluviais (rios Piracicaba e Tietê) (Tabela 50), indicando que a comunidade é constituída principalmente por peixes de pequeno porte que pouco contribuem ao incremento em peso.

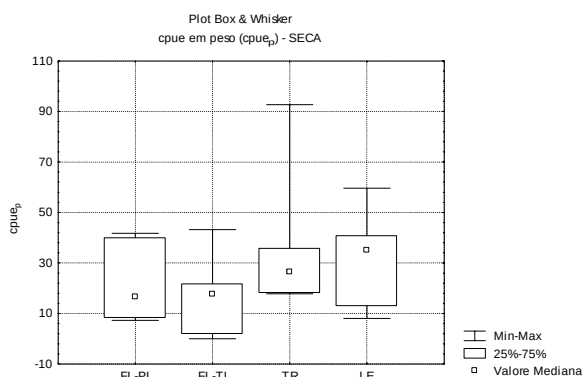


Figura 63: Distribuição dos valores de $cpue_p$ por zona na época seca (FL-Pi=Fluvial Piracicaba; FL-Ti=Fluvial Tietê; TR= Transição; LE=Lêntica).

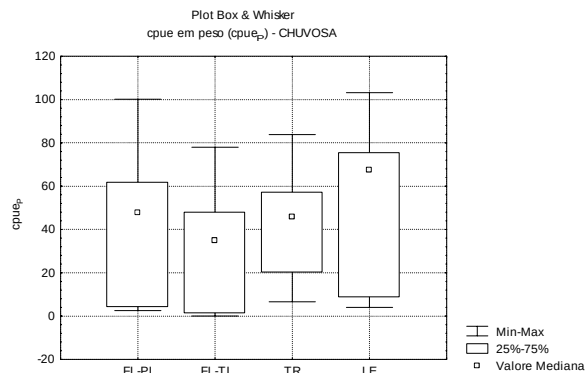


Figura 64: Distribuição dos valores de $cpue_p$ por zona na época chuvosa (FL-Pi=Fluvial Piracicaba; FL-Ti=Fluvial Tietê; TR= Transição; LE=Lêntica).

Tabela 50: Estatísticas descritivas $cpue_p$ por zona.

Seca	N. casos	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Variância
FL-PI	6	21,71	16,62	7,27	41,77	238,96
FL-TI	6	16,96	17,64	0,00	43,20	248,55
TR	6	36,15	26,40	17,79	92,67	828,60
LE	6	31,89	35,05	8,07	59,64	361,17
Chuvosa						
FL-PI	6	43,94	47,69	2,55	100,15	1402,55
FL-TI	6	32,78	34,82	0,00	78,00	915,03
TR	6	43,15	45,69	6,61	83,84	749,95
LE	6	54,30	67,37	4,02	103,16	1576,92

As mesmas considerações valem, também, para os ambientes (Figura 65 e 66). Neste caso, durante a época chuvosa, os ambientes de desembocadura e lateral mostram um

incremento relevante (Tabela 51), sugerindo uma migração transversal (do centro para as margens e desembocaduras) dos indivíduos.

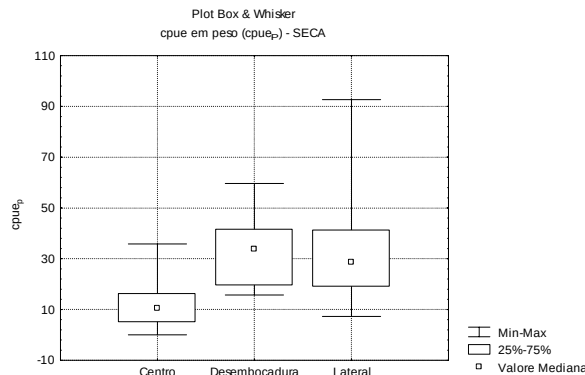


Figura 65: Distribuição dos valores de $cpue_p$ por ambiente na época seca.

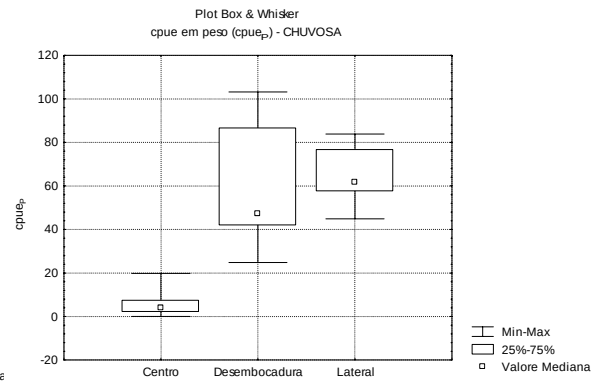


Figura 66: Distribuição dos valores de $cpue_p$ por ambiente na época chuvosa.

Tabela 51: Estatísticas descritivas $cpue_p$ por ambiente nas duas épocas.

seca	N. casos	Média	Mediana	Mínimo	Maximo	Variância
Centro	8	12,34	10,38	0,00	35,80	127,34
Desembocadura	8	33,06	33,76	15,72	59,64	221,11
Lateral	8	34,65	28,62	7,27	92,67	697,67
chuvosa						
Centro	8	5,77	3,91	0,00	19,80	39,74
Desembocadura	8	59,87	47,25	24,77	103,16	845,90
Lateral	8	65,00	61,64	44,87	83,84	168,90

As espécies mais abundantes em termo de peso (Figura 67) na seca são: *P. maculatus*, *H. littorale* e *L. anisitsi*. Na época chuvosa observa-se a explosão de *S. insculpta* e de *P. squamosissimus*. Nota-se, também, a entrada de *M. intermedia* que não foi capturada na seca. Entre as outras espécies a contribuição maior, em termo de peso, é dada por *H. littorale*, *P. maculatus* e *L. anisitsi*.

Portanto, os fatos mais relevantes observados durante a época chuvosa em comparação com a seca são: 1) o aumento das espécies iliófagas (*S.insculpta*); 2) a presença de espécies planctófagas (como *M. intermedia*, apesar de que esta espécie pode ter dieta mais variada em relação à disponibilidade dos recursos alimentares) e 3) o desaparecimento das herbívoras (*A. piracicabae*).

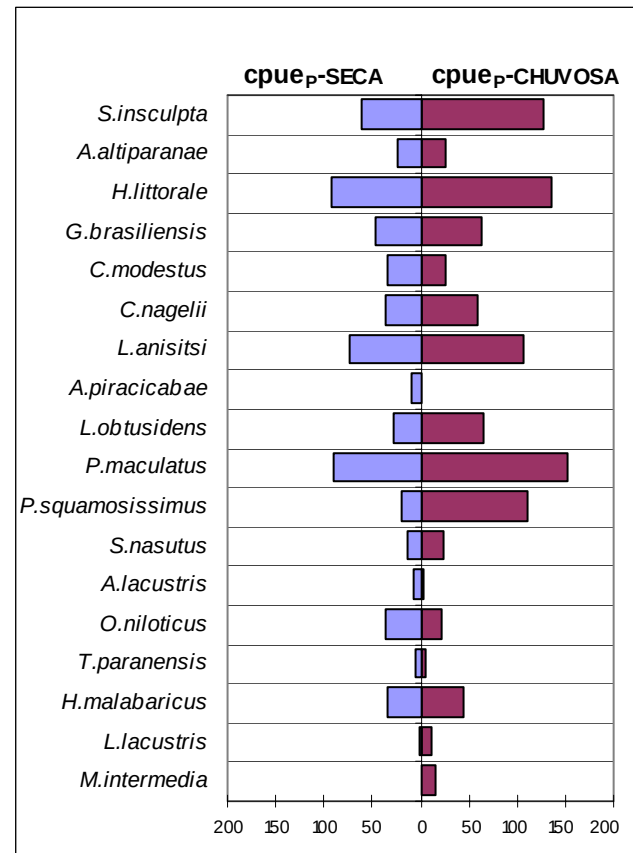


Figura 67: Espécies mais importantes em peso (cpue_p) nas duas épocas seca e chuvosa.

4.2.4.3.7 Síntese da estrutura da comunidade

Considerando diversidade (em número e em peso), a equitabilidade (em número e em peso), dominância (em número) e cpue_p, a síntese dos resultados das análises de variância está na Tabela 52 da qual é possível observar que a estrutura da comunidade em termos de diversidade, equitabilidade e dominância não muda entre épocas, com a exceção da cpue em peso. A diferença significativa entre épocas, zonas e ambientes observada no caso do cpue_p, indicaria um “deslocamento” sazonal da biomassa.

Diferenças estatisticamente significativas existem também entre zonas no caso da diversidade em peso, indicando a contribuição da escolha da unidade de medida da variável no cálculo dos índices de diversidade. Relativamente aos ambientes, todos os índices (com a exceção da dominância) concordam nas respostas.

Tabela 52: Síntese dos resultados da análise de variância (-= diferenças não significativas; += diferenças significativas)

	época	zona	ambiente
Diversidade em número	-	-	+
Diversidade em peso	-	+	+
Equitabilidade em número	-	-	+
Equitabilidade em peso	-	-	+
Dominância	-	-	-
cpue em peso	+	+	+

4.2.5 Avaliação do estresse da comunidade - método de comparação Abundância/Biomassa (ABC) e a estatística W

O método gráfico de comparação abundância/biomassa aplicado à amostra total da represa é representado na Figura 68. As curvas de k-dominância da abundância numérica e do peso quase são sobrepostas, indicando uma comunidade moderadamente perturbada. Este resultado é confirmado pelo cálculo da estatística W (Clarke, 1990) que resultou muito perto de zero sendo:

$$W_{\text{represa}} = 1,12 \cdot 10^{-4}.$$

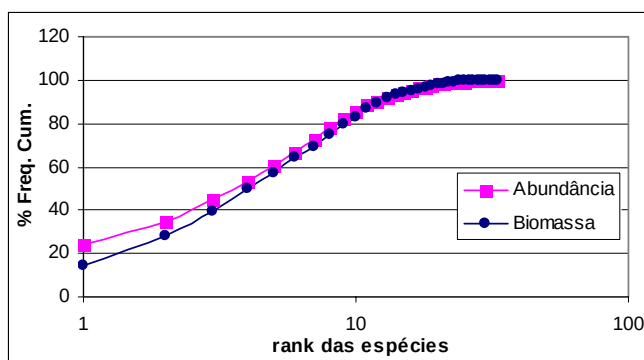


Figura 68: Método ABC para amostra total da represa de Barra Bonita. Ordem das espécies em escala logarítmica.

No caso das zonas (Figuras 69 a, b, c, d), evidencia-se um padrão semelhante para as duas zonas fluviais (Rios Piracicaba - Figura 69a e rio Tietê - Figura 69b) e pela zona lântica da represa (perto da barragem - Figura 69d), sendo as duas curvas de k-dominância bem perto uma da outra e, no caso do braço Tietê e da zona lântica, as curvas cruzam em dois pontos. Ao contrário, a zona de transição (Figura 69c) apresenta a curva da abundância numérica localizada acima à do peso, indicando uma comunidade “fortemente comprometida”. Este resultado, todavia, não é confirmado pelo resultado da estatística W que, para as quatro zonas, é muito próxima de zero, indicando uma comunidade em condição de estresse moderado (Tabela 53).

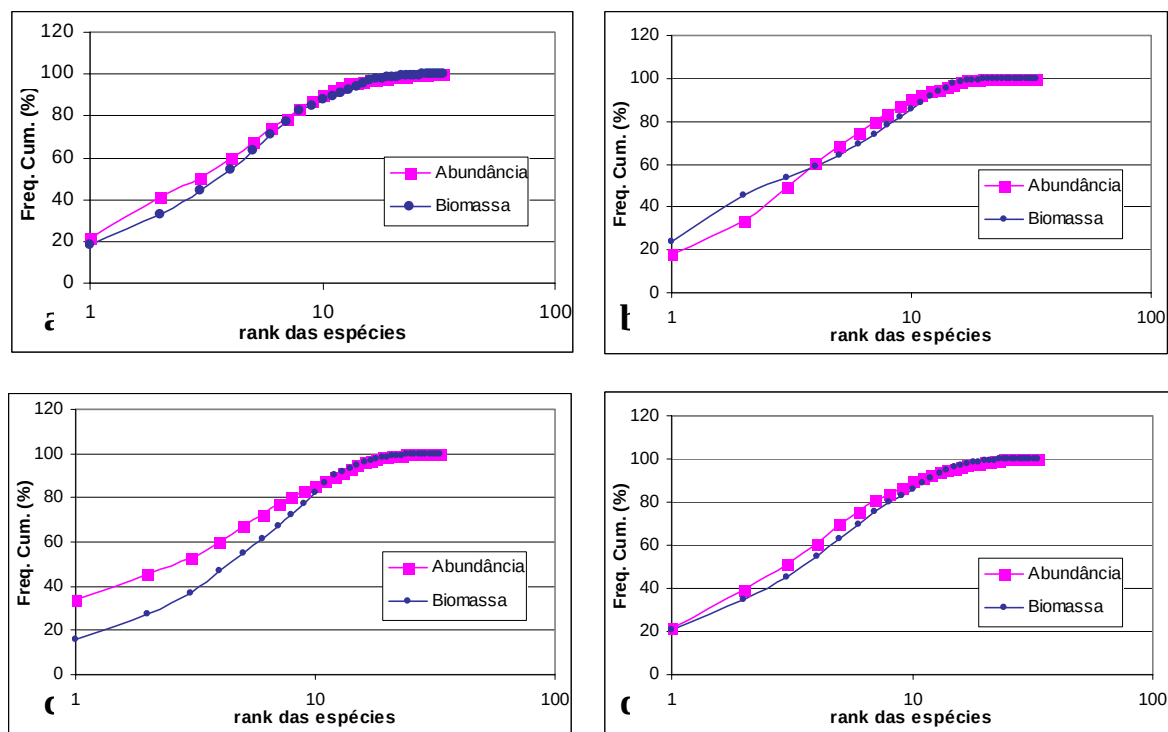


Figura 69: Método ABC para zonas da represa de Barra Bonita. Ordem das espécies em escala logarítmica. **a**= Fluvial Piracicaba; **b**= Fluvial Tietê; **c**= Transição Barra Bonita; **d**= Lêntico Barra Bonita.

Tabela 53: Estatística W para zonas (FL-PI= Fluvial Piracicaba; FL-TI= Fluvial Tietê; TR-BB= Transição Barra Bonita; LE-BB=Lêntica Barra Bonita).

	FL-PI	FL-TI	TR-BB	LE-BB
Estatística W	$3,5 \cdot 10^{-4}$	$4,83 \cdot 10^{-4}$	$3,43 \cdot 10^{-4}$	$2,14 \cdot 10^{-4}$

A análise dos gráficos para ambientes (Figura 70 a,b,c), evidencia padrões diferentes. Em particular, para o ambiente de centro (Figura 70a) a curva de k-dominância do peso está acima daquela da abundância numérica indicando ausência de estresse. No caso do ambiente de desembocadura (Figura 70b) as duas curvas são sobrepostas indicando presença de estresse moderado. Para o ambiente lateral (Figura 70c), observa-se que a curva de k-dominância da abundância numérica é acima daquela do peso indicando presença de estresse.

A estatística W (Tabela 54), todavia, revela, também neste caso, valores muito próximos de zero para os três ambientes, indicando comunidades moderadamente perturbadas.

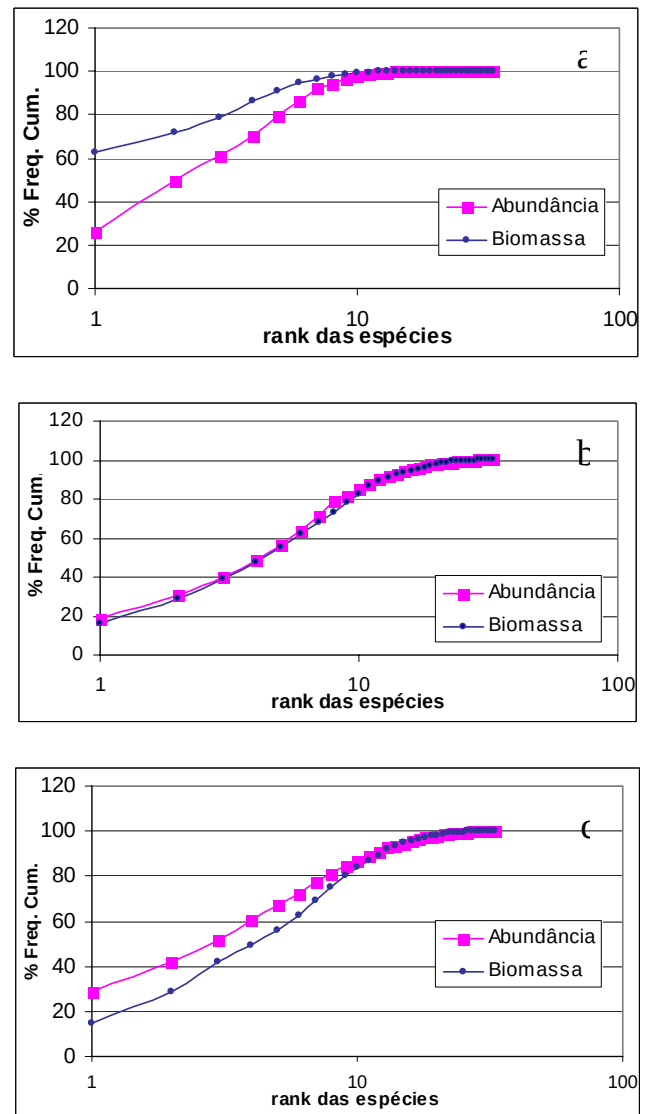


Figura 70: Método ABC para ambientes da represa de Barra Bonita. Ordem das espécies em escala logarítmica. a=Centro; b= desembocadura; c= lateral.

Tabela 54: Estatística W para ambientes: L= lateral; D= Desembocadura; C= Centro.

	Lateral	Desembocadura	Centro
Estatística W	$-1,83 \cdot 10^{-4}$	$-9,3 \cdot 10^{-5}$	$-1,338 \cdot 10^{-4}$

Por fim, entre época, zona e ambientes foi realizada uma análise de variância (three-way) para a estatística W. O resultado, mostrado na Tabela 55 não detecta diferenças entre os fatores. O fato de todos os valores de W serem muito próximos de zero indica, para a represa inteira, a presença de uma comunidade moderadamente estressada não influenciada pela sazonalidade e nem por gradientes longitudinais e transversais.

Tabela 55: Análise da variância da estatística W por época, zona e ambiente.

VAR. DEP.: estatística W N= 48 R múltiplo= 0.678 R ² = 0.460					
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	p
ÉPOCA	0,622	1	0,622	1,973	0,173
ZONA	1,377	3	0,459	1,456	0,251
AMBIENTE	0,578	2	0,289	0,918	0,413
ÉPOCA*ZONA	1,415	3	0,472	1,496	0,241
ÉPOCA*AMBIENTE	0,538	2	0,269	0,853	0,439
ZONA*AMBIENTE	0,713	6	0,119	0,377	0,886
ÉPOCA*ZONA*AMBIENTE	1,208	6	0,201	0,639	0,698
ERRO	7,564	24	0,315		

4.2.6 Estrutura trófica

A estrutura trófica da comunidade ictíica da represa de Barra Bonita, foi agrupada segundo oito categorias tróficas de acordo com a Tabela 56.

Tabela 56: Categorias tróficas. Os números entre parêntesis depois da espécie indicam a correspondente referência bibliográfica a direita.

Categoria trófica	Espécies	autores
Onívoro	<i>S.jurupari</i> (1), <i>A.fasciatus</i> (2), <i>M.maculatus</i> (3), <i>S.intermedius</i> (4), <i>S.fasciatus</i> (5), <i>S.nasutus</i> (6) <i>R. quelen</i> (7), <i>P. maculatus</i> (8), <i>A.altiparanae</i> (9) <i>G. brasiliensis</i> (10) <i>A.schubarti</i> (11) <i>L.obtusidens</i> (12), <i>L.lacustris</i> (13) <i>O.niloticus</i> (14)	1: FISHBASE (2004); SMITH <i>et al.</i> (2003); 2: LOPES (1997); 3: SMITH <i>et al.</i> (2003); NOMURA (1984); 4: CELI FEDATTO ABELHA <i>et al.</i> (2001); 5: FISHBASE (2004); 6: NOMURA (1984) 7: NAKATANI (2001); NOMURA (1984); SMITH <i>et al.</i> (2003); HAHN <i>et al.</i> (1997); 8: HAHN <i>et al.</i> (1997); AGOSTINHO <i>et al.</i> (1997); LIMA (2000); ARAÚJO (1998) 9: COSTA & BRAGA (1993) 10: LOPES (1997); ARAÚJO (1998) 11: COSTA & BRAGA (1993); LOPES (1997) 12: HAHN <i>et al.</i> (1997); NOMURA (1984); 13: HAHN <i>et al.</i> (1997); FISHBASE (2004); SMITH <i>et al.</i> (2003) 14: NAKATANI (2001);
Herbívoro	<i>P.mesopotamicus</i> (15); <i>H.ancistroides</i> (22)	15: HAHN <i>et al.</i> (1997); FISHBASE (2004); 22: HAHN <i>et al.</i> (1997); NOMURA (1984)
Iliófago	<i>P.lineatus</i> (16), <i>S.insculpta</i> (17), <i>C.modestus</i> (18), <i>C. nagelii</i> (19); <i>A.piracicabae</i> (20)	16: HAHN <i>et al.</i> (1997); 17: HAHN <i>et al.</i> (1997); 18: HAHN <i>et al.</i> (1997); NOMURA & TAVEIRA (1979); 19: HAHN <i>et al.</i> (1997); 20: HAHN <i>et al.</i> (1997); LEITE (1999)
Detritívoro	<i>L.anisitsi</i> (21),	21: HAHN <i>et al.</i> (1997);
Invertívoro	<i>H.littorale</i> (23)	23: HAHN <i>et al.</i> (1997); SIGNORINI (1999)
Insetívora	<i>G.carapo</i> (24), <i>Crenicichla sp</i> (25), <i>Pimelodella sp.</i> (26), <i>H.eques</i> (27), <i>T. paranensis</i> (28)	24: CARNEIRO (1998); HAHN <i>et al.</i> (1997); 25: HAHN <i>et al.</i> (1997); 26: HAHN <i>et al.</i> (1997); 27: NOMURA (1984); 28: NAKATANI (2001);
Planctívora	<i>M.intermedia</i> (29)	29: COSTA & BRAGA (1993)
Carnívoro	<i>P.squamosissimus</i> (30), <i>A.lacustris</i> (31), <i>S.spilopleura</i> (32), <i>S. maculatus</i> (33), <i>S.hilarii</i> (34), <i>H.malabaricus</i> (35)	30: BRAGA (1998); SMITH <i>et al.</i> (2003); 31: HAHN <i>et al.</i> (1997); 32: HAHN <i>et al.</i> (1997); NOMURA (1984); 33: FISHBASE (2004); 34: NOMURA (1984); 35: HAHN <i>et al.</i> (1997);

A categoria mais heterogênea e abundante, é a dos onívoros, constituída por espécies sem uma dieta particularmente especializada, mas que manifestam tendências alimentares preferenciais (insetivoria, herbívoros, detritívoria), em relação à disponibilidade do recurso

alimentar. Este grupo é composto por 14 espécies, na maioria pertencentes às famílias Characidae, Anostomidae, Cichlidae e Pimelodidae.

A segunda categoria (herbívoros) é constituída por duas espécies que se alimentam principalmente de restos de vegetais superiores, mas também de algas epifíticas associadas ao fundo. Pertencem a este grupo: *P. mesopotamicus* e *H. ancistroides*.

A terceira e quarta categoria, reúnem as espécies que se alimentam respectivamente de sedimento ou lodo e detritos. Esses dois itens são considerados categorias separadas de acordo com HAHN *et al.* (1997), sendo a primeira constituída por matéria orgânica e inorgânica finamente particulada, algas unicelulares e microrganismos associados ao fundo. Na represa de Barra Bonita, são representados pelas famílias dos Curimatidae e Prochilodontidae (cinco espécies no total). Os itens alimentares dos detritívoros, ao contrário, são constituídos por partículas maiores associadas a exúvias de artrópodes e invertebrados, sempre associados ao fundo. Fazem parte deste grupo indivíduos da família Loricariidae. Vários autores (LOWE-McCONNELL, 1999; BOWEN, 1983), consideram os peixes com esses tipos de dieta, como os mais especializados dos ambientes tropicais e esta separação justifica o papel distinto explicitado por essas espécies no ecossistema.

A categoria invertívora, compreende espécies com dieta constituída principalmente de microcrustáceos e secundariamente de gastrópodes e insetos. Esta especialização é típica de organismos que preferem ambientes com substrato livre de sedimento. Na comunidade de peixes de Barra Bonita pertence a este grupo só a família Callichthyidae com a espécie *H. littorale*.

A categoria insetívora é bastante ampla, sendo constituída por cinco espécies. Trata-se de peixes de pequeno porte, que procuram alimento em vários setores do ambiente: fundo (*G. carapo*, *Crenicichla sp.*, *Pimelodella sp.*), entre as raízes das macrófitas flutuantes (*H. eques*) e próximos da superfície (*T. paranensis*).

Na categoria planctívora foi incluída só *M. intermedia*, que se alimenta principalmente de zooplâncton. Também *O. niloticus* é considerada espécie planctívora, mas em presença de alimento abundante manifesta uma dieta bem mais heterogênea e, por isso, foi colocada na categoria onívora (NAKATANI *et al.*, 2001).

Finalmente, na categoria dos carnívoros foram incluídas todas as espécies que se alimentam de carne ou material orgânico de origem animal como escamas e pedaços de nadadeiras. Fazem parte desse grupo também espécies como *S. spilopleura* que por alguns autores é considerada parasita (GOULDING *et al.*, 1988; HAHN *et al.*, 1997, SAZIMA & POMBAL, 1988) enquanto outros consideram esta estratégia uma forma a mais de especialização (LOWE-McCONNEL, 1999).

A distribuição percentual da riqueza de espécies por categoria trófica (Figura 71), mostra que a mais ampla é aquela dos onívoros que abrange 40% (14) das espécies. A segunda melhor representada é aquela dos carnívoros com 17%. As categorias detritívoro, invertívoro e planctívoro, caracterizadas por espécies com alta especialização da dieta, são as menos representadas.

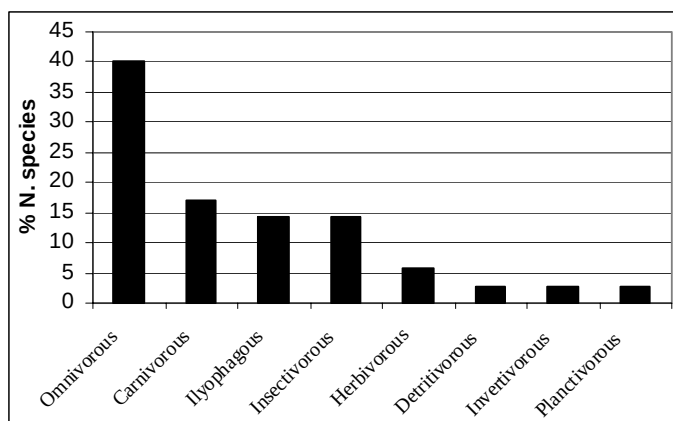


Figura 71: Estrutura trófica da comunidade com base na literatura.

Considerando a repartição das categorias tróficas em relação às frequências de capturas em número e peso evidencia-se uma situação levemente diferente (Figura 72). As categorias mais importantes em termos de abundância são os iliófagos (38%) e os onívoros (28%), que juntos representam 66% da comunidade. Entre as outras categorias destacam-se à dos invertívoros que representam quase 10% da comunidade em termos numéricos. Considerando que esta categoria é representada por uma só espécie (*H. littorale*) sua

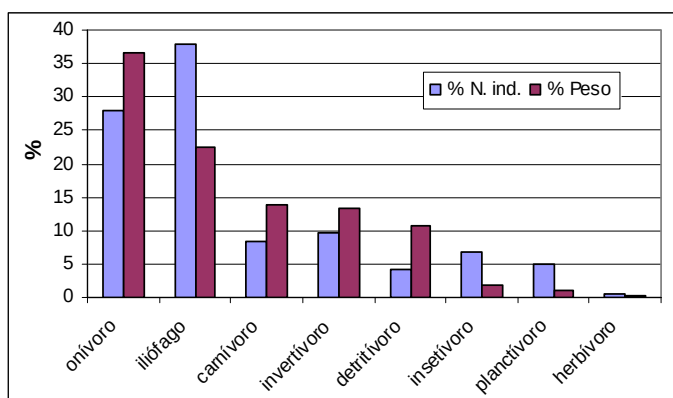


Figura 72: Frequência relativa das categorias tróficas com base na literatura.

contribuição pode ser considerada relevante. Ao contrário, os carnívoros constituem apenas 8,2% da comunidade.

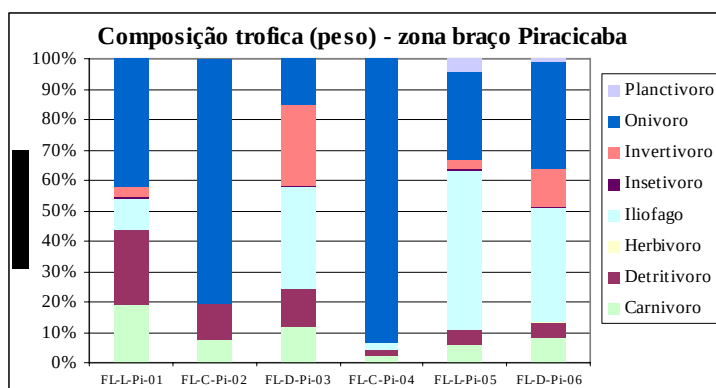
Relativamente ao peso, a contribuição maior é dos onívoros (36,6%) e iliófagos (22,5%). Neste caso, invertívoros e carnívoros contribuem quase com o mesmo percentual (13%); herbívoros, insetívoros e planctívoros são as categorias menos representadas.

Considerando a composição trófica em termos de peso para zonas do reservatório (Figura 73 a, b, c, d) evidencia-se, em todas, a predominância dos onívoros e iliófagos. Os braços fluviais, além disso, caracterizam-se por apresentar a categoria planctívora. No braço do rio Tietê, comparativamente as outras zonas, as categorias insetívora e detritívora são bem representadas, ao contrário, observa-se a carência da carnívora.

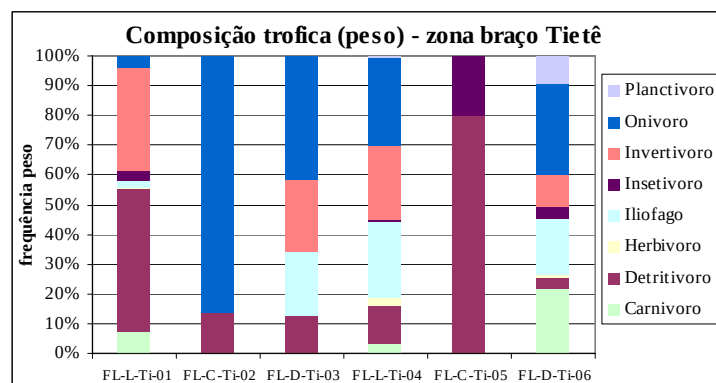
Em fim, em relação a distribuição das freqüências em peso para ambiente (Figura 74 a, b, c) nota-se o predomínio dos onívoros no ambiente de centro, ao contrário as desembocaduras e as margens, apesar da predominância de iliófagos e onívoros, mostram uma maior diversificação entre as categorias.

Com o objetivo de evidenciar diferenças entre a estrutura trófica das comunidades em termos de diversidade em peso para os ambientes, foi calculado o índice de Shannon-Wiener (H') agrupando os dados de cada estação de coleta segundo as oito categorias tróficas consideradas. O resultado é apresentado na Tabela 57 e indica uma diversidade limitada do ponto de vista trófico para o ambiente de centro (Figura 75). Os valores variam entre um mínimo de 0,26 (LE-C-BB-03, perto barragem) e um máximo de 1,30 (TR-C-BB-01, Ponta Água Nova), indicando, em comparação a diversidade (H'_p) dos ambientes de desembocadura e laterais, uma comunidade simplificada.

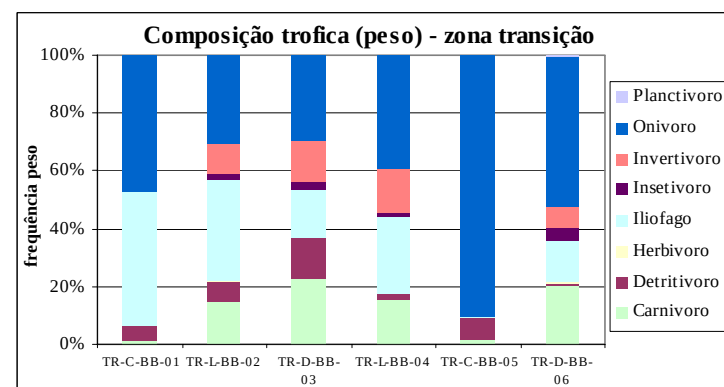
a



b



c



d

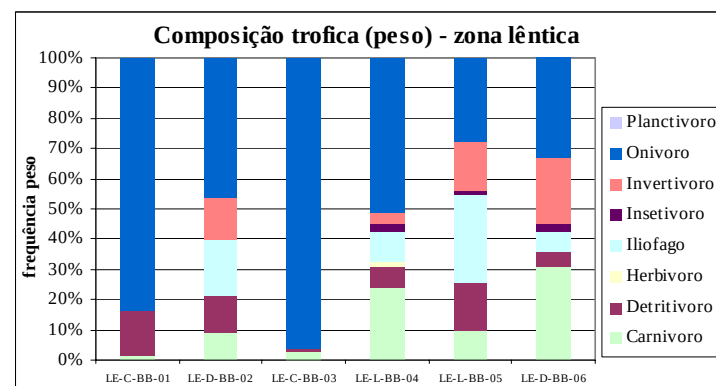


Figura 73: Composição trófica para zona (amostra total) – a= Fluvial (braço Rio Piracicaba); b= Fluvial (braço Rio Tietê); c= Transição; d= Lântica. Os códigos das estações estão na Tabela 3.

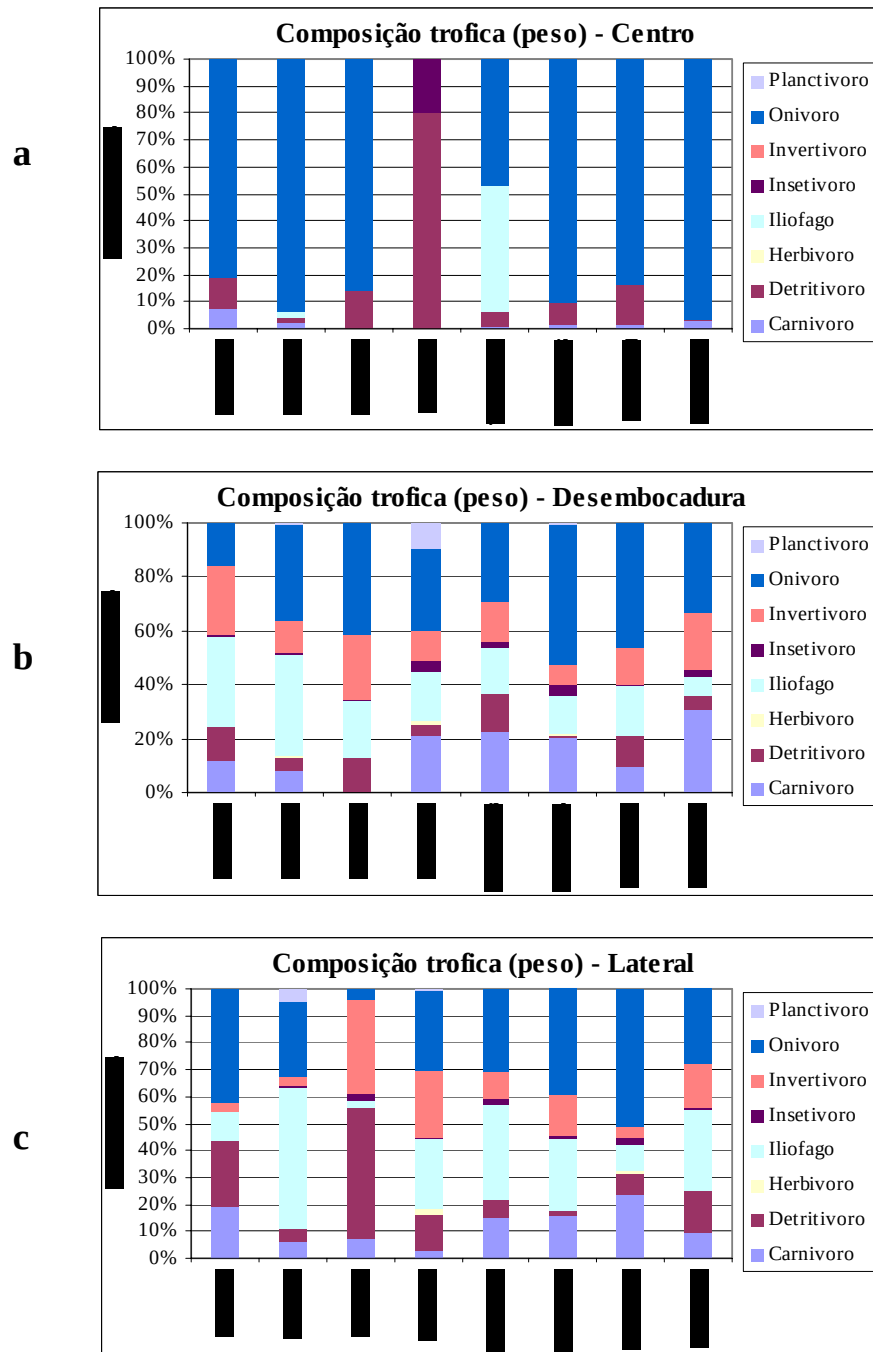


Figura 74: Composição trófica para ambiente. A= centro; B= desembocadura; c= lateral. Os códigos das estações estão na Tabela 3.

Tabela 57: Diversidade em peso de Shannon-Wiener (H'_p) para estrutura trófica nos diferentes ambientes (amostra total). Os códigos das estações estão na Tabela 3.

centro	H'_p	desembocadura	H'_p	lateral	H'_p
FL-C-Pi-02	0,89	FL-D-Pi-03	3,76	FL-L-Pi-01	2,01
FL-C-Pi-04	0,44	FL-D-Pi-06	2,09	FL-L-Pi-05	1,87
FL-C-Ti-02	0,58	FL-D-Ti-03	1,91	FL-L-Ti-01	1,79
FL-C-Ti-05	0,72	FL-D-Ti-06	2,57	FL-L-Ti-04	2,28
TR-C-BB-01	1,30	TR-D-BB-03	2,38	TR-L-BB-02	2,21
TR-C-BB-05	0,55	TR-D-BB-06	1,96	TR-L-BB-04	2,09
LE-C-BB-01	0,71	LE-D-BB-02	2,08	LE-L-BB-04	2,00
LE-C-BB-03	0,26	LE-D-BB-06	2,15	LE-L-BB-05	2,29

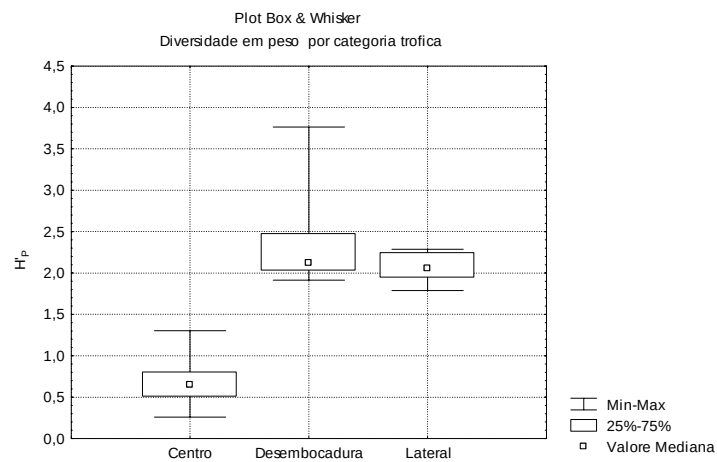


Figura 75: Box-plot da diversidade em peso da estrutura trófica por ambiente.

Este resultado é confirmado pela análise da variância (one-way) (Tabela 58). Um outlier foi eliminado para atender aos requisitos de normalidade e homogeneidade das variâncias.

Tabela 58: Análise da variância da diversidade em peso por categoria trófica para ambiente (amostra total).

VAR. DEP.: Diversidade H'_p N= 23 R múltiplo= 0.946 $R^2= 0.895$					
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	p
AMBIENTE	10,714	2	5,357	84,927	0,000
ERRO	1,262	20	0,063		

Validação da ANOVA

A validade do modelo da Tabela 58 foi examinada através da análise dos resíduos. A Figura 76 mostra a dispersão dos resíduos versus os valores estimados. Não há evidências de não linearidade e de tendências que indicam heterogeneidade de variâncias, que foi testada pelo teste de Bartlett: $X^2 = 1,96$ que comparado com o esperado $\chi^2_{0,05;2} = 5,99$ permite nos concluir que as variâncias são homogêneas.

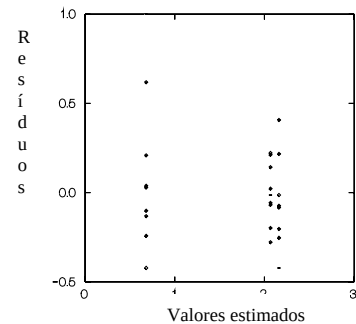


Figura 76: Distribuição dos resíduos.

Para se avaliar a normalidade dos resíduos foram calculados:

$$g_1 = 0,677 \quad g_2 = 0,348.$$

Visto que:

$$\gamma_{1(0,05;23)} = 0,957 \quad \text{e} \quad \gamma_{2(0,05;23)} = 2,343$$

pode-se concluir que a distribuição dos resíduos segue a distribuição normal mostrada na Figura 77.

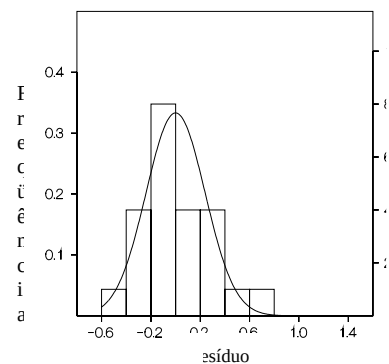


Figura 77: Histograma de frequência dos resíduos.

Teste HSD de Tukey

O teste de comparação múltipla das médias HSD de Tukey é mostrado na Tabela 59, reforça as conclusões da inspeção gráfica da Figura 87.

Tabela 59: Probabilidade do teste HSD de Tukey para comparação das médias.

	Centro	Desembocadura	Lateral
Centro	1,000		
Desembocadura	0,000	1,000	
Lateral	0,000	0,747	1,000

4.2.7 Estrutura reprodutiva

Da inspeção da Tabela 60 evidencia-se que para nove espécies faltam informações mais detalhadas sobre época e/ou tipo de reprodução. Para quatro faltam também indicações sobre cuidado parental e comportamento migratório e para seis aquelas sobre a resiliência.

Apesar das lacunas, a estrutura da comunidade de peixes da represa de Barra Bonita do ponto de vista reprodutivo mostra que a maioria das espécies se reproduz de setembro/outubro a março/abril, o que está de acordo com quanto foi relatado para os Characiformes por VAZZOLER & MENEZES (1992). Os autores afirmam que o aumento da temperatura e o início da enchente (para a bacia do Rio Paraná) são os fatores desencadeantes da reprodução.

A estratégia de reprodução mais comum é a parcelada. Na Figura 78 é representada a frequência em número e peso da amostra total em relação ao tipo de reprodução das espécies mais abundantes. Dela pode-se observar que somente duas espécies (*L. anisitsi* e *L. obtusidens*) têm a desova total.

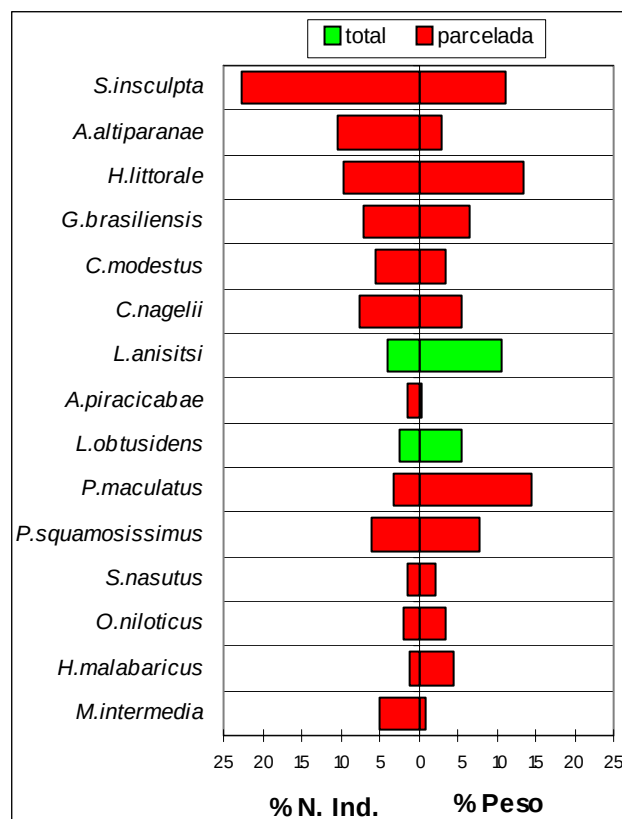


Fig.78: Estratégia reprodutiva das espécies mais abundantes (referências na Tabela 63).

Tabela 60: Época reprodutiva, estratégia reprodutiva, cuidado parental, migração e resiliência para espécie (sombreado=falta de informação).

Espécie	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Estratégia reprodutiva	Cuidado parental	migração	resiliência	Autores
<i>Leporinus lacustris</i>	X	X						X	X	X	X	X	?		não	alta	VAZZOLER <i>et al.</i> , 1997; FISHBASE, 2004
<i>Leporinus obtusidens</i>	X	X							X	X	X	X	total		não	media	VAZZOLER <i>et al.</i> , 1997; NAKATANI <i>et al.</i> , 2001; FISHBASE, 2004
<i>Schizodon intermedius</i>										X	X	X	?		não	média	FISHBASE, 2004
<i>Schizodon fasciatus</i>	X	X	X						X	X	X	X	total		não	média	SANTOS, 1980; NAKATANI <i>et al.</i> , 2001; FISHBASE, 2004
<i>Schizodon nasutus</i>	X									X	X	X	parcelada		não	média	VAZZOLER & MENEZES, 1992; NAKATANI <i>et al.</i> , 2001; FISHBASE, 2004
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	X	X	X					X	X	X	X	X	?		não	?	VAZZOLER <i>et al.</i> , 1997
<i>Asyanax altiparanae</i>	X	X	X	X	X	X	X				X	X	parcelada		x (pequenas)	alta	VAZZOLER & MENEZES, 1992; BRAGA, 1999; GENNARI & BRAGA, 1996; NAKATANI <i>et al.</i> , 2001; FISHBASE, 2004
<i>Asyanax fasciatus</i>	X	X						X	X	X	X	X	total		não	alta	VAZZOLER & MENEZES, 1992; FISHBASE, 2004
<i>Asyanax schubarti</i>	X	X	X	X	X							X	total		não	alta	VAZZOLER & MENEZES, 1992; GENNARI & BRAGA, 1996; FISHBASE, 2004
<i>Moenkhausia intermedia</i>	X	X	X						X	X	X	X	parcelada		não	alta	VAZZOLER & MENEZES, 1992; GENNARI & BRAGA, 1996; FISHBASE, 2004
<i>Salminus hilarii</i>	X	X							X	X	X	X	total		não	média	VAZZOLER & MENEZES, 1992; NAKATANI <i>et al.</i> , 2001; FISHBASE, 2004
<i>Triportheus paranensis</i>													?			alta	FISHBASE, 2004
<i>Hyphessobrycon eques</i>													parcelada		não	alta	NAKATANI <i>et al.</i> , 2001; FISHBASE, 2004
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	X									X	X	X	total		não	média	VAZZOLER & MENEZES, 1992; NAKATANI <i>et al.</i> , 2001; FISHBASE, 2004
<i>Serrasalmus maculatus</i>													Parcelada?			alta	FISHBASE, 2004
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	X	X	X	X					X	X	X	X	parcelada		x	alta	VAZZOLER & MENEZES, 1992; VAZZOLER <i>et al.</i> , 1997; AGOSTINHO, 2003; NAKATANI <i>et al.</i> , 2001; FISHBASE, 2004
<i>Metynnis maculatus</i>													?			alta	FISHBASE, 2004
<i>Cyphocharax modestus</i>	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X	parcelada		não	?	VAZZOLER & MENEZES, 1992; VAZZOLER <i>et al.</i> , 1997;
<i>Cyphocharax nagelii</i>	X	X							X	X	X	X	parcelada		não	?	VAZZOLER <i>et al.</i> , 1997;
<i>Steindachnerina insculpta</i>	X	X	X	X				X	X	X	X	X	parcelada		não	?	VAZZOLER & MENEZES, 1992;
<i>Hoplias malabaricus</i>	X	X						X	X	X	X	X	parcelada		x (ninho)	baixa	VAZZOLER & MENEZES, 1992; NAKATANI <i>et al.</i> , 2001; FISHBASE, 2004
<i>Apareidon piracicabae</i>								X	X	X	X	X	parcelada		não	média	NAKATANI <i>et al.</i> , 2001; FISHBASE, 2004

Espécie	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Estratégia reprodutiva	Cuidado parental	migração	resiliência	Autores
<i>Prochilodus lineatus</i>	X	X									X	X	total	não	x	média	NAKATANI <i>et al.</i> , 2001; FISHBASE , 2004
<i>Hoplosternum littorale</i>	X	X	X	X							X	X	parcelada	x (ninho)	não	média	NAKATANI <i>et al.</i> , 2001; FISHBASE , 2004
<i>Liposarcus anisitsi</i>											X	X	total	x	não	baixa	FISHBASE, 2004
<i>Hypostomus ancistroides</i>									X	X	X		total	não	não	média	FISHBASE, 2004
<i>Pimelodus maculatus</i>	X	X	X						X	X	X	X	parcelada	não	x	média	FISHBASE, 2004
<i>Pimelodella sp.</i>													?			?	
<i>Rhamdia quelen</i>													parcelada	não	x	?	NAKATANI <i>et al.</i> , 2001;
<i>Gymnotus carapo</i>	X	X							X	X	X	X	parcelada	x	não	média	NAKATANI <i>et al.</i> , 2001; FISHBASE , 2004
<i>Crenicichla haroldoi</i>													?		não	alta	FISHBASE, 2004
<i>Geophagus brasiliensis</i>	X	X							X	X	X	X	parcelada	x	não	média	FISHBASE, 2004
<i>Satanoperca jurupari</i>													Parcelada?	não	não	média	FISHBASE, 2004
<i>Oreochromys niloticus</i>									X	X	X		parcelada	x (ninho)	não	média	NAKATANI <i>et al.</i> , 2001; FISHBASE , 2004
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	X	X									X	X	parcelada	não	não	média	BRAGA, 1997; NAKATANI <i>et al.</i> , 2001; FISHBASE , 2004

Considerando as categorias reprodutivas (Figura 79), vê-se que 31% pertencem a espécies “não migradoras sem cuidado parental”. Bastante representada é também a categoria dos migradores com 26%, indicando que a represa de Barra Bonita ainda apresenta condições para o cumprimento do ciclo vital destas espécies. Esta observação é justificada pela localização da represa, que ainda apresenta trechos fluviais relativamente longos.

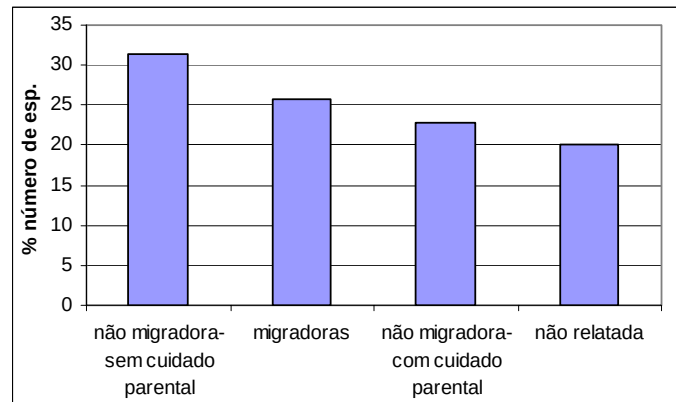


Figura 79: Categorias reprodutivas da ictiofauna da represa de Barra Bonita.

O grupo das espécies que cuidam da prole (23%) e que, portanto, precisam de um ambiente mais estável para concluir o processo reprodutivo é também importante. Segundo AGOSTINHO *et al.* (1999) o aumento de espécies que apresentam cuidados parentais é um índice de envelhecimento do ambiente.

Finalmente, considerando a resiliência (Figura 80), vemos que a maioria das espécies pertence à categoria média (46%), ou seja, a população dobra entre 1,4-4,4 anos. Somente duas espécies pertencem à categoria baixa (6%): *Hoplias malabaricus* e *Liposarcus anisitsi*. Neste caso o tempo para duplicar a população é de 4,5-14 anos. Ao contrário, alta resiliência caracteriza espécies com um tempo de duplicação menor de 15 meses. Em 17% dos casos a informação não é relatada.

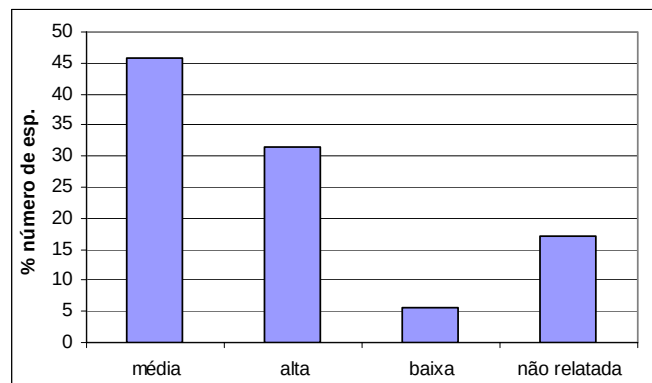


Figura 80: Freqüência relativa da resiliência da ictiofauna da represa de Barra Bonita.

Finalmente, para evidenciar o impacto da gestão hidráulica sobre os ciclos reprodutivos das espécies, os períodos reprodutivos foram cruzados com as fases de enchentes e esvaziamento

da represa. Da Tabela 61, observa-se que o ciclo reprodutivo da maior parte das espécies é longo e se estende de setembro-outubro até março-abril. Este período pode ser, portanto, considerado crítico para o sucesso da reprodução.

Em relação à gestão hidráulica da represa, o período Setembro-Novembro corresponde a fase final do esvaziamento. Neste trimestre, o nível da represa chega ao valor mínimo e as desovas que ocorreram nas áreas litorâneas, caracterizadas por leve inclinação do solo, são as mais sujeitas ao risco de exposição do fundo com a conseqüente perda das desovas. Ao contrário, no período dezembro-maio ocorre a enchente da represa. Esta fase é particularmente delicada, pois ao contrário da fase de esvaziamento que é contínua, a enchente é caracterizada por micro-pulsos (ou seja subidas e descidas não previsíveis do nível da água) determinados pela intensidade e duração das chuvas do verão. Isto, associado com as piores condições da qualidade física e química da água, típica dessa época, representa um fator a mais de interferência sobre o sucesso reprodutivo. Neste contexto as espécies que apresentam longo período reprodutivo ou estratégias reprodutivas especiais como migrações ou cuidado parental, são favorecidas.

Tabela 61: Comparação entre períodos reprodutivos (x) e fases da gestão hidráulica da represa de Barra Bonita (cinza=enchente; branco=esvaziamento). Em sombreado amarelo, os períodos mais críticos para o sucesso da reprodução.

Fases do ciclo hidráulico da represa												
Espécies	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Maio	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
<i>Leporinus lacustris</i>	X	X						X	X	X	X	X
<i>Leporinus obtusidens</i>	X	X								X	X	X
<i>Schizodon intermedius</i>											X	X
<i>Schizodon fasciatus</i>	X	X	X							X	X	X
<i>Schizodon nasutus</i>	X										X	X
<i>Acestorhynchus lacustris</i>	X	X	X						X	X	X	X
<i>Astyanax altiparanae</i>	X	X	X	X	X	X	X				X	X
<i>Astyanax fasciatus</i>	X	X							X	X	X	X
<i>Astyanax schubarti</i>	X	X	X	X	X							X
<i>Moenkhausia intermedia</i>	X	X	X							X	X	X
<i>Salminus hilarii</i>	X	X								X	X	X
<i>Triportheus paranensis</i>												
<i>Hyphessobrycon eques</i>												
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	X										X	X
<i>Serrasalmus maculatus</i>												
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	X	X	X	X						X	X	X
<i>Metymnis maculatus</i>												
<i>Cyphocharax modestus</i>	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X
<i>Cyphocharax nagelii</i>	X	X								X	X	X
<i>Steindachnerina insculpta</i>	X	X	X	X				X	X	X	X	X
<i>Hoplias malabaricus</i>	X	X							X	X	X	X
<i>Apareidon piracicabae</i>									X	X	X	X
<i>Prochilodus lineatus</i>	X	X									X	X
<i>Hoplosternum littorale</i>	X	X	X	X							X	X
<i>Liposarcus anisitsi</i>											X	X
<i>Hypostomus ancistroides</i>									X	X	X	
<i>Pimelodus maculatus</i>	X	X	X							X	X	X
<i>Pimelodella sp.</i>												
<i>Rhamdia quelen</i>												
<i>Gymnotus carapo</i>	X	X								X	X	X
<i>Crenicichla haroldoi</i>												
<i>Geophagus brasiliensis</i>	X	X							X	X	X	X
<i>Satanoperca jurupari</i>												
<i>Oreochromys niloticus</i>									X	X	X	
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	X	X									X	X

4.2.8 Análise das modificações dos registros de espécies na Represa de Barra Bonita

A lista das espécies historicamente assinaladas na represa de Barra Bonita a partir de levantamento bibliográfico (Tabela 62) registra a ocorrência de 17 famílias pertencentes a cinco ordens, num total de 68 espécies. Em geral, observa-se elevada concordância entre as cinco listas comparadas, onde o número de espécies varia entre 23 e 39. Dez espécies são comuns entre as listas e outras dez a quatro. Vinte e sete espécies apresentam o índice de Dajoz maior do 50% e portanto este conjunto pode ser considerado “constante” e representar a porção “estavelmente residente” da comunidade ictíica na represa de Barra Bonita. Nesse grupo três espécies (*Leporinus friderici*, *Iheringichthys labrosus* e *Callichthys callichthys*) não foram assinaladas neste trabalho.

O segundo grupo é composto por 14 espécies definidas como “acessórias”. Trata-se de espécies caracterizadas por menor capturabilidade ou que se deslocam no ambiente durante o ano (migradoras). Neste grupo 10 espécies, sendo quatro da família Anostomidae, não ocorreram neste trabalho.

O ultimo grupo é constituído por espécies que foram assinaladas em uma só lista (espécies acidentais) e que, portanto, podem ser consideradas raras ou de difícil captura. Este grupo é composto por 27 espécies, das quais sete foram levantadas neste trabalho. As maiores diferenças nas presenças observadas pertencem às famílias dos Loricariidae e Pimelodidae (*P. corruscans*) e às espécies objeto de peixamento como *Cyprinus carpio* (carpa). Nos primeiros dois casos, a transformação do rio Tietê em uma cascata de represas, impediu o deslocamento natural das espécies na bacia, assim que a ocorrência delas é fortemente dependente da ação humana (peixamento e regulação da pesca); ao contrário, a ausência da carpa pode estar relacionada a um insucesso da adaptação ou falta de peixamentos regulares, sendo ela originaria da Ásia.

Tabela 62: Lista das espécies assinaladas na represa de Barra Bonita; entre parêntesis é indicado o nome da espécie quando não existe certeza em relação à classificação ou nos casos de sinonímia.

Família	Espécies	Torloni e al. (1993)	Castro (1997)	Barrella (1997)	Freitas (1999)	Pettesse (presente estudo)	Índice Constancia (Dajoz, 1973)	Categorias
	Período de coleta	Ago.'89-nov. '91	1992-1993	1994-1995	Fev./dez. 1998	Ago.'03-fev.'04		
Curimatidae	<i>Steindachnerina insculpta</i>	1	1	1	1	1	100	constante
Characidae	<i>Serrasalmus spilopleura</i>	1	1	1	1	1	100	constante
Anostomidae	<i>Schizodon nasutus</i>	1	1	1	1	1	100	constante
Prochilodontidae	<i>Prochilodus lineatus</i>	1	1	1	1	1	100	constante
Scianidae	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	1	1	1	1	1	100	constante
Pimelodidae	<i>Pimelodus maculatus</i>	1	1	1	1	1	100	constante
Erithrynidae	<i>Hoplias malabaricus</i>	1	1	1	1	1	100	constante
Curimatidae	<i>Cyphocharax nagelii</i>	1	1	1	1	1	100	constante
Curimatidae	<i>Cyphocharax modestus</i>	1	1	1	1	1	100	constante
Characidae	<i>Astyanax bimaculatus</i>	1	1	1	1	1	100	constante
						(<i>A.altiparanae</i>)		
Cichlidae	<i>Geophagus brasiliensis</i>		1	1	1	1	80	constante
Characidae	<i>Triportheus sp.</i>	1 (<i>T.signatus</i>)	<u>1</u>	1(<i>T.signatus</i>)		1(<i>T.paranensis</i>)	80	constante
Anostomidae	<i>Leporinus lacustris</i>	1	1	1		1	80	constante
Characidae	<i>Astyanax schubarti</i>	1	1	1		1	80	constante
Parodontidae	<i>Apareidon piracicabae</i>	1	1	1		1	80	constante
Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	1	1	1		1	80	constante
Characidae	<i>Moenkhausia intermedia</i>		1	1	1	1	80	constante
Anostomidae	<i>Leporinus obtusidens</i>	1		1	1	1	80	constante
Pimelodidae	<i>Iheringichthys labrosus</i>	1	1	1	1		80	constante
Callichthyidae	<i>Callichthys callichthys</i>	1	1	1	1		80	constante
Heptapteridae	<i>Rhamdia sp.</i>	1	1			1 (<i>R.quelen</i>)	60	constante
Gymnotidae	<i>Gymnotus carapo</i>		1	1		1	60	constante
Characidae	<i>Astyanax fasciatus</i>		1	1		1	60	constante
Anostomidae	<i>Leporinus friderici</i>	1	1	1			60	constante

continua

Família	Espécies	Torloni e al. (1993)	Castro (1997)	Barrella (1997)	Freitas (1999)	Pettesse (presente estudo)	Índice Constância (Dajoz, 1973)	Categorias
Período de coleta: Ago.'89-nov. '91 1992-1993 1994-1995 Fev./dez. 1998 Ago.'03-fev.'04								
Characidae	<i>Salminus hilarii</i>		1		1	1	60	constante
Loricariidae	<i>Hypostomus ancistroides</i>			1	1	1	60	constante
Cichlidae	<i>Crenicichla sp.</i>	1 (<i>C.britskii</i>)	1			1 (<i>C.haroldoi</i>)	60	constante
Heptapteridae	<i>Pimelodella sp.</i>	1				1	40	acessória
Characidae	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	1				1	40	acessória
Cichlidae	<i>Oreochromys niloticus</i>				1	1	40	acessória
Anostomidae	<i>Schizodon intermedius</i>		1			1	40	acessória
Loricariidae	<i>Hypostomus strigaceps</i>			1	1		40	acessória
Cichlidae	<i>Cichla sp.</i>	1 (<i>C.ocellaris</i>)			1 (<i>C.monoculus</i>)		40	acessória
Characidae	<i>Salminus maxillosus</i>	1		1			40	acessória
Loricariidae	<i>Rhinolepis strigosa</i>	1		1			40	acessória
Anostomidae	<i>Leporinus octofasciatus</i>	1		1			40	acessória
Anostomidae	<i>Leporinus cf.paranensis</i>	1		1			40	acessória
Anostomidae	<i>Leporellus striatus</i>	1		1			40	acessória
Characidae	<i>Characidium fasciatus</i>	1		1			40	acessória
Anostomidae	<i>Leporinus sp.</i>		1 (<i>L.elongatus</i>)	1			40	acessória
Characidae	<i>Galeocharax knerii</i>	1	1				40	acessória
Cichlidae	<i>Satanoperca jurupari</i>					1	20	accidental
Characidae	<i>Serrasalmus maculatus</i>					1	20	accidental
Anostomidae	<i>Schizodon fasciatus</i>					1	20	accidental
Characidae	<i>Metynnis maculatus</i>					1	20	accidental
Loricariidae	<i>Liposarcus anisitsi</i>					1	20	accidental
Characidae	<i>Hyphessobrycon eques</i>					1	20	accidental
Callichthyidae	<i>Hoplosternum littorale</i>					1	20	accidental
Anostomidae	<i>Schizodon borelli</i>				1		20	accidental
Erithrynidae	<i>Hoplias lacerdae</i>				1		20	accidental
Sternopygidae	<i>Sternopygus macrurus</i>				1		20	accidental
Characidae	<i>Roeboides paranensis</i>		1				20	accidental

continua

Família	Espécies	Torloni e al. (1993)	Castro (1997)	Barrella (1997)	Freitas de Carvalho (1999)	Petesse (presente estudo)	Índice Constancia (Dajoz, 1973)	Categorias
Período de coleta Ago.'89-nov. '91 1992-1993 1994-1995 Fev./dez. 1998 Ago.'03-fev.'04								
Cichlidae	<i>Geophagus sp.</i>			1			20	accidental
Sternopygidae	<i>Eigenmannia sp.</i>		1				20	accidental
Anostomidae	<i>Schizodon altiparanae</i>		1				20	accidental
Acestrorhynchidae	<i>Oligosarcus pintoii</i>		1				20	accidental
Loricariidae	<i>Hypostomus variipictus</i>		1				20	accidental
Loricariidae	<i>Hypostomus tietensis</i>		1				20	accidental
Loricariidae	<i>Hypostomus sp.</i>		1				20	accidental
Parodontidae	<i>Apareidon affinis</i>		1				20	accidental
Anostomidae	<i>Leporellus vittatus</i>	1					20	accidental
Doradidae	<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	1					20	accidental
Pimelodidae	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	1					20	accidental
Pimelodidae	<i>Pinirampus pirinampus</i>	1					20	accidental
Characidae	<i>Moenkhausia dichrourea</i>	1					20	accidental
Loricariidae	<i>Loricaria vetula</i>	1					20	accidental
Loricariidae	<i>Hypostomus regani</i>	1					20	accidental
Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i>	1					20	accidental
Somatório		39	35	34	23	35		

5. DISCUSSÃO

5.1 Variáveis ambientais

A profundidade é uma variável de grande importância em limnologia. Segundo BARBANTI *et al.* (1993) os nutrientes são usados com eficácia maior em ambientes pouco profundos permitindo, assim, uma maior produção biológica. Em sistemas complexos como represas a profundidade não é estável, mas varia conforme ao ciclo de produção energética. Neste caso podem-se observar variações de pequeno e grande porte. As primeiras são relacionadas as variações diárias da cota e comportam pequenas variações do nível (alguns centímetros) geralmente de pouca importância para o compartimento biótico; as outras têm ciclo comprido (anual), sendo relacionadas as fases de enchente e esvaziamento da represa. Neste caso a variação da profundidade é maior (metros) e os efeitos no sistema biótico podem ser mais relevantes devido a perda de recursos alimentares, de áreas para refúgio e para reprodução (COHEN & RADOMSKI, 1993). Claramente, o impacto dessas variações é influenciado pela morfologia do fundo da represa, sendo mais relevante em presença de morfologias levemente degradantes. Considerando a ausência de mapas batimétricos da represa de Barra Bonita, a observação da morfologia levemente degradante da paisagem circundante e a medida da profundidade nas estações de amostragem, permitem reconhecer duas zonas distintas na represa: a zona central, com maiores valores de profundidade (média 16 m) e as zonas de desembocadura e lateral menos profundas (média 4,5 m) e por isso, mais sensíveis a exposição do fundo consequente a variação do nível.

A temperatura da água, também, é considerada uma importante variável em limnologia influenciando a cinética das reações químicas e bioquímicas na água. Além disso, influencia as propriedades físicas da água (como a densidade) que controlam as dinâmicas de transferência do oxigênio e nutrientes em toda a massa hídrica (MARCHETTI, 1989). Os valores observados da temperatura da água na represa de Barra Bonita são mais “estáveis” em comparação com os do ar nas duas épocas observadas. Este comportamento é relacionado as características físicas da molécula de água que, tendo um elevado calor específico (1 kcal a 14,4°C) esquenta e resfria lentamente mitigando, assim, os efeitos das variações climáticas locais (FORNERIS & PEROSINO, 1995; ESTEVES, 1998).

A transparência constitui uma medida indireta do estado trófico da água sendo, em geral, bem relacionada com a clorofila (MARCHETTI, 1989). A medida da transparência é, portanto, importante nos estudos da eutrofização. Neste sentido a OECD (Organization for Economic Co-operation and Development) propus um método probabilístico (Figura 81) para avaliação do estado trófico baseado no valor médio anual da transparência (m). No caso da represa de Barra Bonita, em ausência de uma média anual da variável, pode ser considerado o valor máximo observado (de 1,6 m) para estimar a categoria trófica. Neste caso, a represa mostra pertencer por cerca de 55% de probabilidade a categoria ipereutrófica e por o 40% a eutrófica. Esta classificação é confirmada por FREITAS (1999) que define a represa como ipereutrófica e por BARBOSA *et al.* (1999) que observaram a tendência ao progressivo aumento do grau de eutrofia da represa.

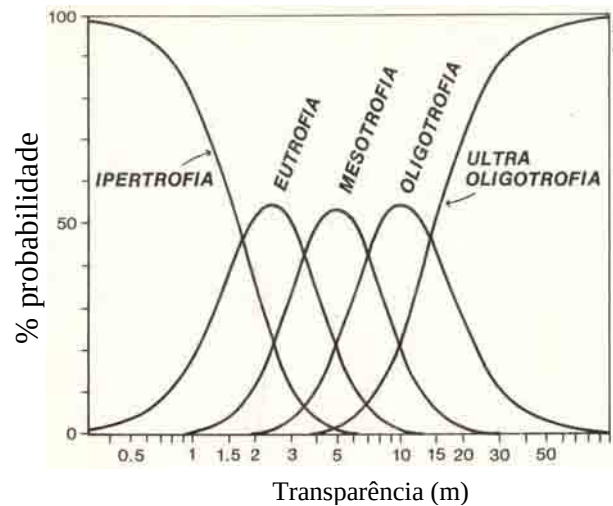


Figura 81: Distribuição da probabilidade das categorias tróficas em função da transparência da água (m).

A condutibilidade fornece indicações sobre as modificações na composição da água, sobretudo na sua concentração mineral. A sua variabilidade é, portanto, relacionada à qualidade dos aportes e pode indicar a presença de fontes de contaminação da água (MARCHETTI, 1989; ESTEVES, 1998). A análise dos dados revela um gradiente na distribuição dos valores de condutividade elétrica. Os valores maiores se encontram nos braços fluviais na estação seca porque as chuvas limitadas levam ao aumento da concentração das substâncias minerais na água. É também interessante ver que os maiores valores se encontram mesmo no braço do Rio Tietê, que recolhe a maior carga orgânica e inorgânica da bacia devido à região metropolitana de São Paulo a sua montante. Na zona de transição observa-se ainda certa variabilidade nos valores entre as duas épocas, ao contrário da zona lântica onde devido aos processos de purificação biológica, diluição e sedimentação das substâncias inorgânicas houve uma “estabilização” dos valores com conseqüente

melhoramento na qualidade da água. Ao contrário, durante a época chuvosa, as zonas fluviais mostram os menores valores de condutividade devido ao efeito de diluição das chuvas.

O pH é importante para a compreensão da dinâmica do carbono e, em particular, está relacionado à condutividade e a atividade dos organismos fotossintéticos (MARCHETTI, 1989). Em ambientes eutróficos o pH tende a subir em correspondência do estrado fótico onde a concentração do fitoplâncton é mais abundante. O andamento dos valores observados de pH e condutibilidade nas duas épocas mostra que o braço do rio Tietê é o mais afetado pela eutrofização das águas.

O oxigênio dissolvido representa um dos elementos mais importantes no monitoramento dos ambientes lacustres, visto que garante os processos de mineralização das substâncias orgânicas e de respiração dos organismos aquáticos (MARCHETTI, 1989; ESTEVES, 1998). Os menores valores observados, na represa de Barra Bonita, pertencem a zona lântica na estação chuvosa. Este resultado é justificado da relação inversa entre temperatura e oxigênio, visto que o aumento da temperatura determina a menor solubilidade do oxigênio na água. Em geral, todavia, a maioria dos valores de oxigênio observados no período considerado é baixa, sendo entre um e cinco mg/l. Neste contexto, pode-se concluir que a ictiofauna presente é adaptada a esta condição.

Relativamente as variáveis ambientais categóricas (paisagem, fundo, macrófitas e mata), todas têm importância na manutenção da vida aquática. Elas são componentes da complexidade estrutural do ambiente (heterogeneidade) que, por sua vez, suporta a diversidade dos organismos permitindo o desenvolvimento de especializações morfológicas e comportamentais (BARRELLA *et al.*, 2000). No caso da represa de Barra Bonita a paisagem, é dominada pelo cultivo de cana de açúcar; o tipo de fundo, na maioria dos casos, é arenoso e as faixas de mata ciliar são reduzidas a pequenos trechos ao longo dos tributários. Isto faz com que a heterogeneidade estrutural do ambiente seja limitada. Somente as macrófitas são amplamente distribuídas nas desembocaduras e margem da represa e, neste contexto, podem ser consideradas como os mais importantes elementos de heterogeneidade ambiental neste ambiente.

5.2 Relação entre a estrutura da comunidade e as variáveis ambientais

As análises de covariância entre os fatores e variáveis ambientais e a diversidade, em número (H'_N) ou em peso (H'_p) (variáveis resposta em cada ANCOVA, em separado) revelaram um resultado ligeiramente diferente. No caso da diversidade em número foram selecionados o fator paisagem e as covariáveis: profundidade, transparência, temperatura. No caso da diversidade em peso foram selecionados os fatores paisagem e macrófitas e as covariáveis profundidade, transparência, condutividade. Assim, em relação aos fatores, a paisagem (nas duas análises) e presença de macrófitas (no caso da H'_p) são elementos importantes para a diversidade, sendo a primeira relacionada com a complexidade ambiental ao redor da represa e as macrófitas um notável elemento funcional do ecossistema aquático, atuando como criadouro e refúgio para a ictiofauna, como também relatado per BARRELLA *et al.* (2000) e SMITH *et al.* (2003). Neste contexto, THOMAZ (2005) ressalta a importância das macrófitas para a pesca e a diversidade da ictiofauna, afirmando que o manejo desta vegetação é uma das técnicas utilizadas para conservar a biodiversidade e elevar a produção pesqueira em reservatórios.

Em relação as outras quatro covariáveis, observa-se a correlação inversa da profundidade e condutividade com as diversidade em peso e da profundidade com a diversidade em número. Ao contrário, a correlação entre a transparência e a temperatura é direta.

Em síntese, os resultados obtidos mostram que:

1. a unidade de medida da diversidade (em número ou peso) tem influência na seleção das variáveis ambientais mostrando que a diversidade em peso é uma variável resposta mais sensível em relação a importância do ambiente em termos de refúgio e criatório. Neste caso, as áreas ricas em macrófitas, além dos pequenos, suportariam peixes maiores, principalmente predadores e especialistas na estratégia de caça “espera - ataque”; ao contrário, no caso da diversidade em número é evidenciada somente a importância da complexidade do ambiente em termos de paisagem ressaltando as funções de proteção e aporte de material orgânico alóctone ao ecossistema aquático (BARRELLA *et al.*, 2000).

2. A correlação positiva, entre transparência e temperatura com a variável resposta diversidade em número, e transparência e macrófitas com a variável resposta

diversidade em peso, mostra que os ambientes de desembocadura e laterais da represa são os mais explorados pela ictiofauna, como observado também por SMITH *et al* (2003), ao contrário das áreas pelágicas. Esta interpretação é reforçada pela correlação negativa da diversidade em peso com profundidade e condutividade. Neste caso ao aumento da profundidade e da condutividade corresponde a diminuição da diversidade em peso.

Segundo CRAIG (2005), a diversidade e a produção das comunidades ictícas é reduzida devido ao declínio da extensão do ecotóno terra/água. Em represas, a flutuação do nível e o desmatamento das áreas limítrofes contribuem para a erosão da margem, simplificação estrutural do habitat aquático e redução dos aportes alimentares de origem terrestre, como também ressaltado por BARRELLA *et al.* (2000). Portanto, nossos resultados confirmam a importância das faixas de macrófitas e complexidade estrutural da paisagem nas áreas limítrofes da represa para a manutenção da diversidade.

5.3 Estrutura da comunidade

Quanto á participação das diferentes ordens levantadas na represa de Barra Bonita, observa-se que a maioria é constituída por Characiformes (66 %) e Siluriformes (17%), o que está de acordo com LOWE-McCONNEL (1999) em relação á evolução da ictiofauna na região Neotropical. Em relação ao número de famílias, salienta-se que na represa de Barra Bonita foram encontradas 47% das famílias da região Neotropical (CRAIG, 2005)

A distribuição das espécies nas duas épocas apresenta-se homogênea, mostrando pequena importância das migrações sazonais das espécies, pois a maioria delas é sedentária.

Em relação ao número de espécies, no braço do rio Piracicaba foram encontradas 97% das espécies e no braço do rio Tietê se registrou a presença de 58%. Esta consistente diferença, também observada por CASTRO (1997), pode estar relacionada com as piores condições ambientais do rio Tietê.

A curva espécie - abundância (*Whittaker-plot*) para a amostra total ajustou-se ao modelo da série logarítmica. Esse resultado está de acordo com PRESTON (1948), segundo o qual a série logarítmica pode descrever pequenas amostras de comunidades também ajustadas pela log-

normal truncada. Neste caso, o modelo log-normal truncado foi considerado inadequado devido a ocorrência de várias modas nas classes de distribuição de oitavas. Concluímos, portanto, que a organização da comunidade de peixes da represa de Barra Bonita melhor se ajusta ao modelo da série logarítmica, apesar de que o poder discriminante do teste χ^2 utilizado para avaliar a significância do ajuste, seja considerado baixo, por alguns autores (ROUTLEDGE, 1980 *apud* KREBS, 1998), mas mesmo assim é o mais usado na literatura sobre o assunto (MAGURRAN, 1989; 2004).

Ao contrário, o número de espécies estimado pelo modelo log-normal truncado ($S^*=36$) resulta próximo ao estimado pelo método Jackknife (38) e dentro de seu intervalo de confiança (34,6-41,2). Embora a estimativa Jackknife sobreestime o número de espécies numa amostra (KREBS, 1998), provavelmente no caso da represa de Barra Bonita é apropriada, pois, durante as fases de coleta do trabalho foram assinaladas pelo menos duas espécie que não conseguimos capturar: a espada (*S. virescens*) e o dourado (*S. maxillosus*). A presença da primeira é também confirmada por CASTRO (1997) e a segunda por BARRELLA (1997) e BARRELLA & PETRERE (2003).

Tudo isso nos permite descrever a estrutura da comunidade de peixes da represa de Barra Bonita como heterogênea, com evidente desequilíbrio entre as espécies abundantes e raras (ROSSARO, 1993) adequadamente descrita pelo modelo da série logarítmica.

No caso das curvas de espécie-abundância para ambientes, os resultados mostram que a organização da comunidade se ajusta aos modelos logarítmico e log-normal truncado. O ambiente de centro, também se ajusta à série geométrica. Como no caso anterior, todavia, o modelo log-normal truncado foi excluído devido à presença de várias modas na distribuição dos dados em classes de oitavas. Em relação à série logarítmica, MAY (1975, *apud* KREBS, 1998) afirma que este modelo é usado para descrever amostras de comunidades pequenas, estressadas ou pioneiras. Ao contrário, CASWELL (1976) a utilizou para descrever uma comunidade neutra, não estressada e GRAY (1978) utilizou com sucesso a log-série para amostras provindas de grandes comunidades. BOSWELL & PATIL (1971) afirmam que a série logarítmica pode resultar de efeitos estocásticos ou, como visto anteriormente, descrever pequenas amostras de comunidades também ajustadas pela log-normal (PRESTON, 1948). A inspeção da literatura, portanto, não ajuda muito a escolher inequivocamente o modelo mais

adequado para representar a organização das comunidades entre os ambientes de desembocadura, laterais e de centro. Neste último caso, provavelmente a série geométrica é a mais adequada para descrever a organização da comunidade. Esta conclusão se justifica pelo pequeno número de espécies encontradas (14) e pelo baixo valor do estimador do parâmetro α ($\hat{\alpha}=3,1$) em comparação com os outros, que sugerem uma comunidade pioneira nesses ambientes. A maior complexidade dos ambientes de desembocadura e laterais leva a pensar que o ajuste à série logarítmica seja efetivamente mais adequado, indicando uma comunidade “estressada”, mas não pioneira (MAY, 1975 *apud* KREBS, 1998). Ao contrário, trata-se de uma comunidade heterogênea, como evidenciado pelos valores mais altos dos estimadores do parâmetro α do ambiente de desembocadura ($\hat{\alpha}=4,99$) e lateral ($\hat{\alpha}=5$).

5.4 Diversidade, equitabilidade e dominância

Considerando que para comunidades biológicas H' não supera o valor de 5 (WASHINGTON, 1984 *apud* KREBS, 1998), podemos observar que na represa de Barra Bonita este valor não é atingido, sendo os valores máximos da estação seca e chuvosa respectivamente de 3,49 (média 2,28) e 3,88 (média 2,46) para a diversidade em número e 3,72 (média 2,25) e 3,97 (média 2,45) no caso da diversidade em peso. Os resultados indicam a presença de uma comunidade bastante diversificada com valores, no complexo, homogêneos nas duas épocas amostradas. Castro (1997), também, evidencia baixa variabilidade da diversidade em número nas três estações amostradas na represa de Barra Bonita no período de agosto 1992 a julho 1993 (amostras mensais). Os valores médios de H'_N são de 3,31 para a estação do rio Araquá; 3,58 para a estação Capivara, localizada no braço do Rio Tietê e 3,97 para a estação Tamanduá, localizada no braço do Rio Piracicaba. Freitas (1999), no estudo sobre os efeitos dos recifes artificiais, evidenciou a tendência à diminuição da diversidade (em número e peso) e da riqueza de espécies com o aumento da distância da margem da represa, sendo as coletas respectivamente realizadas a 5, 10, 15 e 20 m da margem. O autor verificou, em particular, que as diversidades maiores eram encontradas a 5 m da margem. Neste caso, os valores observados nas seis amostras bimensais realizadas na área controle (localizada na zona lântica da represa) no período de fevereiro a dezembro de 1998, variaram de 2,18 a 1,04 para H'_N e de 1,87 a 0,79 para H'_p . Apesar de que os dados levantados na literatura não sejam diretamente comparáveis, é possível individuar algumas concordâncias entre eles e o presente estudo. Em particular pode ser ressaltada a ausência de sazonalidade e a importância das margens e das desembocaduras na manutenção da diversidade.

AMARAL & PETRERE (2001) discutem que no estudo da diversidade, a escolha da unidade em número ou em peso se reflete no objetivo do estudo. COP FERREIRA (2004), num estudo sobre a ictiofauna do Riberão Claro (SP), mostra o comportamento diferente dos índices de diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade quando utilizados com dados em número de indivíduos ou peso. FAUSCH *et al.* (1990), argumentam que, embora a estrutura da comunidade seja influenciada pelo número e peso dos indivíduos na amostra, não é claro qual é a melhor unidade para o cálculo da diversidade. Estes autores afirmam, também, que a

diversidade calculada a partir do peso representa a distribuição da energia no ecossistema; aquela baseada no número reflete os percursos disponíveis para a transferência da energia, sendo relacionada com a riqueza de espécies (MAGURRAM, 2003)

Nesta tese a diversidade e a equitabilidade foram analisadas em relação ao número e ao peso, para examinar a influência da unidade de medida na detecção de diferenças entre épocas, zonas e ambientes.

No caso da diversidade, os cálculos revelam homogeneidade de resposta entre épocas; ao contrário diferenças entre zonas e ambientes são detectadas pela diversidade em peso, quando a diversidade em número só mostra diferenças entre ambientes. No caso dos ambientes, os dois índices concordam ao indicar que as comunidades dos ambientes de centro se caracterizam por menor abundância numérica e peso. Este resultado é justificado pelo fato que o ambiente de centro apresenta menor disponibilidade de recursos alimentares e refúgios, assim como condições físicas e químicas piores em comparação com os outros ambientes.

A diversidade em peso tem um comportamento mais complexo indicando diferenças entre os ambientes de cada zona. Em particular, emerge a menor importância do ambiente de centro dentro de cada zona, em relação aos ambientes de desembocadura e lateral, com a exceção do braço do Tietê, pelo qual o ambiente de centro se diferencia somente do ambiente de desembocadura, indicando a dominância de indivíduos de pequeno porte nos ambientes laterais que pouco contribuem à biomassa total.

A discrepância observada nos resultados obtidos com a diversidade em número e em peso no presente trabalho, efetivamente dificulta a interpretação dos dados e reforça a ideia de tomar cuidado na escolha da unidade de medida dos dados biológicos para a interpretação da estrutura da comunidade. No contexto desta tese, podemos, todavia observar que a unidade adotada, para o cálculo da diversidade, não tem efeito quando a comparação compreende um número de amostras relativamente elevado (como no caso da comparação entre épocas), mas quando o número de amostras diminui, o efeito da unidade de medida é maior. Neste caso é importante especificar se deve-se enfatizar os aspectos estruturais (abundância numérica) ou funcionais/energéticos (peso) da comunidade (MAGURRAM, 2004).

Em síntese, podemos afirmar que a interpretação dos dados através da diversidade em peso parece descrever melhor a comunidade mostrando as diferenças entre ambientes e zonas. Em

particular as estações de centro, apresentam valores estatisticamente inferiores quando comparados com os de desembocadura e lateral (com a exceção do ambiente lateral do Rio Tietê), indicando que os recursos disponíveis neste ambiente são explorados por poucas espécies, dependendo da capacidade de se adaptarem a condições ambientais limitantes (carência de oxigênio dissolvido) eventualmente presentes.

No caso da equitabilidade, a unidade de medida (número ou peso) não tem influência nos resultados. A ANOVA da equitabilidade em número, mostra diferenças significativas somente entre ambientes assim como a equitabilidade em peso. Também neste caso vale a mesma consideração anterior, segundo a qual o peso parece ser um descritor mais sensível para a interpretação dos resultados que mostram o ambiente de centro freqüentado por indivíduos adultos ou de maior tamanho em comparação com os ambientes de desembocadura e da margem. Ao contrário, a equitabilidade em número mostra diferenças significativas somente entre o ambiente de centro e o lateral.

A análise da dominância, que a diferença da diversidade e da equitabilidade só pode ser calculada em número, não mostra variações relevantes em relação à época, zonas ou ambientes indicando que, apesar do incremento das capturas na época chuvosa, a dominância permanece constante.

No caso das capturas por unidade de esforço em peso ($cpue_p$), a análise da variância revelou diferenças estatisticamente significativas entre épocas, zonas e ambientes. Também a interação época*ambiente foi significativa indicando a influencia da sazonalidade na distribuição das capturas por unidade de esforço em peso. Evidencia-se, também, um gradiente transversal representado pela maior capturabilidade das espécies nos ambientes de desembocadura e da margem da represa durante a época chuvosa. O teste HSD de Tukey revelou, em particular, que o ambiente de centro das zonas fluvial do Piracicaba e lântica da represa se diferenciam dos outros, apresentando os menores valores em peso durante a época chuvosa. No caso da zona fluvial do Tietê, os $cpue_p$ do ambiente de centro são diferentes somente em relação a margem. Estes resultados podem ser interpretados ao se pensar que durante o verão o nível da

represa começa a subir, e fontes alimentares não disponíveis no inverno são agora mais abundantes e acessíveis, favorecendo assim migrações transversais em direção das desembocaduras e das margens da represa. Isto seria também incentivado pelas piores condições ambientais nas áreas pelágicas da represa, devido à desoxigenação do hipolímnio, incremento de sólidos dissolvidos e particulados devido ao aumento da turbulência gerada pelos maiores aportes hídricos carregados pelas chuvas de verão.

5.5 Estresse da comunidade

O método de Comparação Abundância/Biomassa (ABC) foi inicialmente desenvolvido para a avaliação do impacto da poluição sobre comunidades de macros invertebrados bentônicos de ambiente marinho (WARWICK, 1986; WARWICK *et al.*, 1987). Sucessivamente foi aplicado a vários táxon zoológicos desde aves, fitoplâncton e até peixes de ambiente marinho e de água doce (MEIRE & DEREU, 1990; ISMAEL & DORGHAM, 2003; COECK *et al.*, 1993; PENCZAK & KRUK, 1999). No Brasil, há aplicações do índice para a comunidade ictíica dos reservatórios de Segredo (PENCZAK & AGOSTINHO, 1997) e Jurumirim (CARVALHO & SILVA, 1999).

No caso do reservatório de Segredo, os resultados do método gráfico e do índice ABC revelaram que as comunidades estão em alto estado de perturbação. Somente os remansos dos tributários mostram condições melhores, tendo as curva de k-dominância da biomassa acima daquela da abundância e valor positivo do índice. Na interpretação dos resultados, todavia, os autores ressaltam o fato que o estado das comunidades do reservatório de Segredo não depende somente do efeito do represamento ou da poluição, mas também das características morfológicas próprias do rio Paraná que, neste trecho, antes do represamento, apresentava numerosas quedas naturais que provavelmente limitaram o deslocamento natural das grandes espécies migradoras. Aliás, elas nunca foram abundantes neste ambiente, pouco contribuindo ao incremento da curva da biomassa.

No caso do reservatório de Jurumirim, ao contrário, não foi utilizado o método gráfico de comparação das curvas de k-dominância (abundância e biomassa), sendo relatados somente os resultados do índice ABC. Os cálculos revelaram uma comunidade moderadamente

perturbada, com valores muito próximos de zero. Isto é um resultado esperado, visto que a represa é considerada mesoligotrófica → oligotrófica (HENRY, 1990; NOGUEIRA, 1996).

No caso da represa de Barra Bonita, a interpretação dos resultados do método gráfico mostra uma comunidade moderadamente perturbada. A fauna é dominada por espécies de pequeno e médio-porte. Algumas espécies migradoras de maior porte não foram completamente eliminadas e conseguem completar o ciclo vital, utilizando áreas reprodutivas localizadas em tributários. Este resultado pode ser explicado, também, considerando que a ictiofauna da represa deve estar adaptada as atuais condições.

No caso das zonas, o método gráfico revela comunidades moderadamente perturbadas nos dois braços fluviais e para a zona lântica da represa. Porém, revela uma comunidade fortemente perturbada na zona de transição. Este resultado pode ser justificado considerando, nesta zona, a dominância de espécies de pequeno porte como resposta a condições ambientais (em termo de qualidade física e química da água, turbulência e estrutura do habitat) piores quando comparadas com o restante da represa.

Para os ambientes os resultados indicam três situações diferentes: para o ambiente de centro a comunidade seria não perturbada; para as desembocaduras, moderadamente perturbada e para a margem da represa, fortemente perturbada. Esse resultado é esperado, em quanto o centro é explorado por poucas espécies de médio-grande porte que contribuem substancialmente ao incremento em biomassa da comunidade, embora não seja muito rico em número de espécie nem em abundância; os ambientes de desembocadura, ao contrário, funcionam como refúgios e criadouros hospedando uma fauna mais diversificada (em termos de tamanho) e rica, resultando numa sobreposição quase perfeita das curvas de k-dominância de biomassa e abundância; o ambiente lateral mostra a dominância das espécies de pequeno porte, que pouco contribuem ao incremento em biomassa da comunidade, indicando condição de estresse. Isto pode ser explicado pela menor complexidade estrutural desse ambiente, devida à variação do nível da água determinada pelo regime de operação da usina, que limita a disponibilidade de refúgios e o acesso aos recursos alimentares, e se torna favorável à colonização por espécies mais oportunistas de pequeno porte.

Considerando a estatística W, todavia, os resultados parecem mais homogêneos em comparação com aqueles do método gráfico, indicando para todas as situações condições de

“moderada perturbação”, com valores de W muito próximos do zero. Esse resultado tem duas possíveis explicações: 1) pode-se pensar que a estatística W tem menor capacidade em discriminar pequenas diferenças na distribuição das biomassas e abundâncias ou, 2) indicaria que as diferenças reveladas pelo método gráfico não são tão relevantes. Esta última interpretação é confirmada pela análise da variância aplicada à época, zona e ambiente de cada ponto amostrado. Neste caso não foram detectadas diferenças estatisticamente significativas em nenhuma das três categorias consideradas, sugerindo que a estatística W é um índice mais confiável do que o método gráfico como já indicado por CLARKE (1990) e ROTH & WILSON (1998).

5.6 Estrutura trófica

A análise dos dados mostra a predominância dos onívoros. Em termos quantitativos, onívoros e iliófagos juntos constituem, respectivamente, 66% da abundância numérica e 59% do peso da comunidade. Isto é previsível, considerando a qualidade ambiental da represa de Barra Bonita caracterizada pela condição de eutrofia da água (BARBOSA *et al.*, 1999), simplificação estrutural do ambiente e alto estresse relacionado à gestão hidráulica. Nestas condições, são beneficiadas espécies de pequeno porte, r-estrategistas e com amplo espectro alimentar. Este resultado é melhor explicado ao se considerar que, em geral, há o aumento da proporção de onívoros na comunidade em ambientes degradados (KARR, 1981). Isto é relacionado com o fato de que nesses ambientes ocorre a simplificação da base alimentar, constituída em sua maior parte por invertebrados, determinando assim uma redução das espécies mais exigentes ou de dieta especializada. KARR (1981) estabeleceu que ambientes com menos do que 20% de indivíduos onívoros podem ser considerados “bons”; ao contrário ambientes onde a percentagem é maior do que 45% são considerados “fortemente degradados” (ARAÚJO, 1998). No caso da Represa de Barra Bonita a percentagem de indivíduos onívoros é de 28%. Portanto pode ser classificada numa posição intermediária entre as duas.

Um outro indicador do estado de saúde da comunidade é a razão entre carnívoros (predadores) e outros níveis tróficos. Em geral foi observado que a riqueza dos carnívoros diminui com a degradação da qualidade da água (ARAÚJO, 1998). A função dos predadores é bem discutida na literatura (PAIVA *et al.*, 1994; KARR, 1981; DE BERNARDI *et al.*, 1993). Particularmente relevante, é a função de regulação desempenhada por esta categoria na comunidade e seu uso na restauração e manutenção de ambientes degradados através da biomanipulação (RIBEIRO, 2002).

O consumo de organismos por parte dos peixes é um aspecto importante, que pode regular a estrutura trófica e influenciar a estabilidade, a resiliência e a dinâmica da cadeia alimentar do ecossistema aquático (ENGEL *et al.*, 1999). Por exemplo, em ambientes ricos em nutrientes, uma comunidade de peixes diversificada e dominada por piscívoros, pode controlar com eficiência a explosão do fitoplâncton por meio da predação sobre os peixes zooplantívoros. Neste caso, o controle da população de zooplantívoros resulta numa diminuição da pressão sobre o zooplâncton que, por sua vez, regula a proliferação do fitoplâncton. Os benefícios para

o ecossistema são evidentes e resultam num sistema mais eficaz de ciclagem dos nutrientes, maior diversificação da estrutura da comunidade e aumento da transparência da água (RAPPORT, 1999). Ao contrário, se os piscívoros são removidos do ambiente, a pressão de predação sobre o zooplâncton por parte dos peixes zooplancívoros aumenta, e daí teremos um descontrole na produção do fitoplâncton. Em condições críticas, *blooms* de cianofíceas e dinoflagelados, podem causar mortalidades de peixes e outros animais impedindo, também, o uso da água para abastecimento e lazer (HOLMLUND & HAMMER, 1999). Este é também o caso da represa de Barra Bonita, onde periodicamente são observadas mortandades de peixes devido à proliferação de algas e déficit de oxigênio na época chuvosa (BARRELLA, 1997).

Alguns autores (STEIN *et al*, 1995; LAZZARO, 1997), todavia, ressaltam que este modelo de biomanipulação, típico de ambientes temperados, não se adapta a ambientes tropicais ou subtropicais. Os argumentos ressaltam essencialmente a maior complexidade da cadeia alimentar e das interações tróficas entre organismos em ambientes tropicais ou sub-tropicais onde se observa: a) peixes carnívoros mais generalistas; b) predominância dos onívoros sobre os zooplancívoros; c) dominância de microzooplâncton (rotíferos e pequenos cladóceros); d) elevada proporção de algas de maior tamanho, pouco sujeitas a herbivoria por parte do zooplâncton. Esta condição de “fragilidade” da razão entre fito e zooplâncton em sistemas tropicais e subtropicais faz com que seja favorecido o processo de detritívoros na cadeia alimentar e de onívoros pelos peixes planctívoros (RIBEIRO, 2002).

Na represa de Barra Bonita, CALIJURI & TUNDISI (1990) relatam, em relação ao zooplâncton, a dominância de copépodos sobre rotíferos e cladóceros. Isto poderia explicar a baixa intensidade de *grazing* sobre o fitoplâncton, sendo os copépodos menos eficientes nesta função em comparação aos microcrustáceos (Cladóceros). Os copépodos são também considerados indicadores de eutrofização (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 1990).

SORIANO (1997), ao contrário, cita ostrácodos, copépodos e cladóceros entre os grupos mais importantes na fauna bentônica da represa de Barra Bonita, caracterizados por forte variabilidade sazonal e picos de abundância no inverno. Considerando que a única espécie zooplancívoros levantada neste trabalho (*M. intermedia*) não foi capturada no inverno, este fato concordaria com o resultado de SORIANO (1997) que detectou o pico do mesobentos neste período. Isto, porém, não parece suficiente para explicar as interações existentes entre a

comunidade atual de peixes e o plâncton. Provavelmente, o zooplâncton (e em especial os micro crustáceos) é o “anel frágil” da cadeia alimentar na represa de Barra Bonita, no entanto as interações com os níveis superiores da cadeia alimentar ainda têm que ser esclarecidos.

PEREIRA *et al*, (2002) justificam a predominância, nos reservatórios do Médio e Baixo Tietê, de espécies generalistas com as necessidades das espécies de peixes de se adaptarem as condições do ambiente lântico, onde os recursos alimentares são qualitativamente menos abundantes, em comparação com os ambientes fluviais, devido a ausência de heterogeneidade ambiental nas margens dos ambientes represados.

Em síntese, na represa de Barra Bonita a comunidade de peixes parece desequilibrada em direção as categorias tróficas mais oportunistas, indicando que fatores bióticos e abióticos interferem na função dos predadores. Neste contexto deve ser considerada, também, a pesca como outro fator interagindo com as dinâmicas naturais das espécies. Na represa de Barra Bonita se situa a maior colônia de pescadores profissionais da região (BARRELLA, 1997; BARRELLA & PETRERE, 2003) e a pressão pesqueira é direcionada principalmente sobre as espécies carnívoras. Só recentemente a espécie alvo dos pescadores mudou para a tilápia, mas outras carnívoras (como *P. squamosissimus*, *A. lacustris*, *S. maculatus*, *S. hilarii* e *H. malabaricus*) ainda são exploradas como foi relatado pelo técnico do Instituto de Pesca de Barra Bonita, Senhor José Reinaldo Spigolon (com.pessoal, 2003).

5.7 Estrutura reprodutiva

O tipo de reprodução mais comum é a parcelada. Este tipo de estratégia é particularmente adequada para as condições de “estresse” do ambiente da represa que mostra ciclos de enchentes e esvaziamento profundamente diferentes dos ciclos naturais. A análise do regime de afluxo fluvial na represa de Barra Bonita mostra, em particular, os maiores aportes limitados ao período dezembro-março e os menores em julho-setembro. Ao contrário, a gestão hidráulica mostra uma fase de esvaziamento de junho a novembro e de enchente de dezembro a maio. O cruzamento dos ciclos reprodutivos das espécies com as fases de enchentes e esvaziamento da represa indicam que o período crítico para o sucesso da reprodução da maioria das espécies estende-se de setembro-outubro a março-abril.

Nesse contexto, somente as espécies dotadas de grande capacidade de resiliência (estratégia reprodutiva de tipo parcelada) como: *S. insculpta*, *C. nagelii*, *C. modestus*, *P. squamosissimus* e *M. ntermedia* (VAZZOLER & MENEZES, 1992; GENNARI & BRAGA, 1996; VAZZOLER *et al.*, 1997; BRAGA, 1997; NAKATANI *et al.*, 2001) e aquelas que exibem cuidado parental como *A. altiparanae*, *H. littorale*, *G. brasiliensis*, *H. malabaricus*, *L. anisitsi*, *O. niloticus* (VAZZOLER & MENEZES, 1992; GENNARI & BRAGA, 1996; BRAGA, 1999; NAKATANI *et al.*, 2001; FISHBASE, 2004) conseguem ter sucesso na reprodução. Em relação a tilápia (*O. niloticus*), CRAIG (2005) relata que a espécie parece favorecida pelo represamento, sendo positiva a correlação entre variação do nível e produção da espécie.

5.8 Transformação da comunidade no tempo

BRITSKI (1994) afirma que o inventário de espécies tem um valor ético, sendo tarefa das gerações atuais registrarem as conseqüências de suas interferências no ambiente e, com base nesses registros, acompanhar as modificações que forem ocorrendo na composição da fauna ao longo do tempo.

Ao se comparar os registros da ictiofauna da represa de Barra Bonita observa-se, em geral, elevada concordância entre as listas. O número de espécies observado em cada uma varia entre 23 e 39. Este ultimo resultado está dentro do intervalo de confiança estabelecido pelo método Jackknife do presente estudo (34,6-41,2). Considerando todas as ocorrências o número de espécie sobe para 68, valor próximo ao reportado por SMITH *et al.* (2002) que assinala 60 espécies na represa de Barra Bonita.

Excluindo a lista derivada do monitoramento da pesca profissional que é o resultado de vários anos, esta tese indicou a maior discordância entre as famílias Cichlidae, Anostomidae, Loricariidae e Callichthyidae e na subfamília Serrasalminae. Em particular, observou-se o aumento do número de espécies na subfamília Serrasalminae e da família Cichlidae e a diminuição dos Anostomidae e Loricariidae. Por fim a família Callichthyidae é composta por espécies diferentes: *Callychthys callychthys* em CASTRO (1997), BARRELLA (1997) e FREITAS (1999) e *Hoplosternum littorale* neste trabalho.

Em síntese, as diferenças observadas na comparação de todas as listas pode ser explicada considerando o tempo transcorrido, com levantamentos datados entre 6-15 anos em relação ao presente. Neste período, mudanças na composição e na estrutura da comunidade podem ter ocorrido em resposta a variações ambientais ou a dinâmicas internas e externas à comunidade (predação inter e intra específica e pressão de pesca). Essas mudanças podem ser relacionadas a duas tipologias distintas de eventos: o estresse e a “velhice” do ambiente. O primeiro é relacionado com a resiliência da comunidade, ou seja, com sua capacidade de resposta a perturbações o segundo é o resultado de um processo natural de envelhecimento do ambiente. No caso das represas, este último é um aspecto bem mais rápido comparado aos ambientes lacustres naturais, e ainda pouco estudado. Esta consideração é particularmente real para o Brasil onde a maioria das represas é ainda recente e pela ausência, na maior parte dos casos, de dados sobre a composição e estrutura da comunidade nas fases antecedentes e logo seguintes o represamento (AGOSTINHO *et al.*, 1999). Este é, também, o caso da represa de Barra Bonita que, apesar de ser uma das mais antigas (41 anos), não tem levantamentos de sua ictiofauna anteriores aos citados. Somente SMITH *et al.* (2002) citam o trabalho de Monteiro (1953) sobre a composição do pescado nos anos de 1949 a 1952 no braço do rio Piracicaba, ressaltando a presença de curimatás (*P. scrofa* e *P. vimboides*), pintado (*P. corruscans*), jaú (*P. luetkeni*), doraudos (*S. maxillosus*) e mandis (*Pimelodus sp.*).

Em relação à transformação na composição e estrutura da comunidade ao longo do tempo, é evidente que as maiores mudanças devem ter ocorridas há 40 anos durante a fase de fechamento da represa. A ausência de levantamentos na área na época imediatamente anterior e posterior ao fechamento não permite uma análise mais profunda das transformações ocorridas. Nesse sentido, AGOSTINHO *et al.* (1999) assinalam vários eventos decorrentes do processo de envelhecimento em reservatórios, sintetizados na Tabela 63.

Em relação a Barra Bonita, de acordo com a Tabela 63, a represa pode ser situada num estágio intermédio entre a fase de colonização e de velhice. A comunidade aparece de alguma forma estabilizada e adaptada às flutuações do ambiente sendo constituída principalmente por espécies de pequeno porte, amplo espectro alimentar, r-estrategistas, típicas de ambientes estressados. Observa-se predominância de iliófagos e onívoros e, em comparação com os levantamentos anteriores, há tendência à diminuição dos carnívoros (Figura 82). Observa-se

também a diminuição das categorias compostas por espécies com dieta mais especializada como os herbívoros, insetívoros e detritívoros.

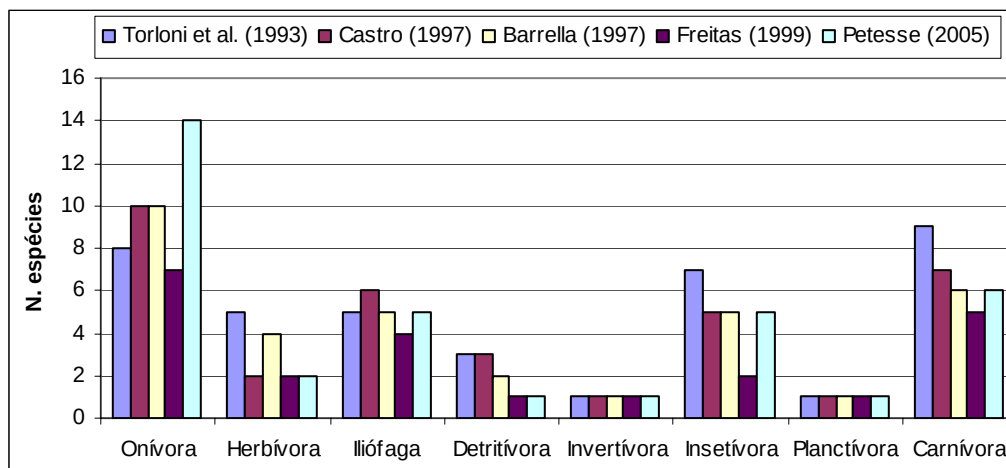


Figura 81: Evolução da estrutura trófica no tempo

Tudo isso, juntamente com as conclusões da análise morfológica e da gestão hidráulica da represa, que indicaram uma significativa tendência à redução do tempo de renovação hidráulica e variações do nível anual médio da água acima de 2,5-4 m considerado razoável (JACKSON & MARMULLA, 2005), nos leva a concluir que a represa de Barra Bonita está entrando numa fase de senilidade, reforçada também pela condição de eutrofia das águas (BARBOSA *et al.*, 1999).

O desaparecimento de espécies de importância para a pesca como *Cyprinus carpio*, *Cichla ocellaris* e *Pseudoplatystoma corruscans* pode ser devido a problemas de gestão (ausência de peixamentos constantes e regulamentação da pesca) ou pela ausência de adaptação desses organismos a variabilidade do ambiente. Em particular, para *C. carpio* e *Cichla sp.* é fundamental a estabilidade da zona litoral durante a fase de desova. No caso da carpa a desova ocorre em águas rasas e os ovos adesivos são presos nas hidrófitas (GANDOLFI *et al.*, 1991), portanto, as flutuações do nível da represa, podem ter prejudicado o sucesso da reprodução e sua permanência na represa. Ao contrário, as espécies do gênero *Cichla* apresentam baixa fecundidade compensada pela desova parcelada, cuidado bi-parental da prole e territorialidade; outros requisitos importantes para o sucesso deste grupo é a transparência da

água e a presença de zooplâncton para alimentação das larvas (GOMIERO & BRAGA, 2004). Neste caso, vários fatores podem ter interferido com o sucesso e permanência da espécie na represa de Barra Bonita.

Tabela 63: Fases do processo de *velhice* em reservatórios (modificado de AGOSTINHO *et al.*, 1999).

	<i>Estágio de fechamento</i>	<i>Estágio de colonização</i>	<i>Envelhecimento</i>
Definição	É o período entre o fechamento da barragem e as condições normais de operação da usina. Geralmente varia entre 8-80 dias.	Desde a fim do <i>estágio de fechamento</i> até a evidência de sinais de <i>velhice</i>	É a fase caracterizada por extrema deterioração ambiental e simplificação das comunidades viventes.
Ambiente abiótico	Aumento do tempo de retenção, aumento da concentração de nutrientes, ocorrência de anóxia e estratificação térmica, aumento da transparência (por sedimentação das partículas suspensas), diminuição da turbulência	As características abióticas são fortemente correlacionadas à qualidade dos aportes e à gestão hidráulica da represa. A amplitude da flutuação do nível afeta a produtividade geral do ambiente.	Acumulação de nutrientes, siltação, sedimentação, deterioração dos habitats e particularmente da zona litoral.
Ambiente biótico	Aumento do fitoplâncton	Aumento gradual das macrófitas. Aumento do fitoplâncton.	Aumento do fitoplâncton, redução dos organismos bentônicos
Peixes	Duas fases: 1. Rápida difusão das espécies no reservatório, independentemente do tipo de habitat colonizado durante a fase de rio. Alta taxa de captura. 2. Deslocamento para as áreas litorâneas e para os afluentes, no momento da formação do estrato anóxico	• Alta produção e diversidade na área litoral; ausência de espécies pré-adaptadas à colonização da zona pelágica. Esses organismos precisam de adaptações morfológicas especiais e comportamentais para se alimentar, reproduzir, movimentar e evitar predadores. • A comunidade é dominada por espécies sedentárias e de médio porte. • A dieta é principalmente constituída por matéria de origem autóctone. Em geral detritívoros e iliófagos diminuem; herbívoros e zooplancctívoros aumentam. • A zona litoral é colonizada por espécies generalistas e com ampla tolerância a variações do habitat. • Diminuição da importância das espécies migradoras (especialmente grandes migradoras); • aumento das espécies com cuidado parental e estratégias reprodutivas mais elaboradas.	• Redução dos predadores. • Redução do tamanho médio e da riqueza de espécies. • Aumento das espécies de ciclo de vida curto, rápido crescimento e compensação reprodutiva. • Dominância de espécies adaptadas a condições de alta turbidez e baixa concentração de oxigênio.

6. CONCLUSÕES

Da análise das capturas, distribuição e estrutura da comunidade pode-se concluir:

- O levantamento revelou a presença de 35 espécies de peixes pertencentes a quatro ordens e 14 famílias. A ordem mais representada é Characiformes e a família mais rica é a Characidae, com onze espécies.
- A relação entre as variáveis ambientais e a estrutura da comunidade em termos de diversidade (em número e em peso) revelou diferença na seleção das variáveis explanatórias. Em particular a diversidade em peso parece um índice mais sensível aos fatores ambientais do que a diversidade em número, sendo os fatores retidos pela análise de covariância paisagem e macrófitas. A interpretação dos dados de diversidade é, portanto, influenciada pela unidade de medida escolhida. A correlação negativa da diversidade (em número e peso) com profundidade e condutibilidade (no caso da H'_p), mostra que os ambientes de desembocadura e laterais da represa são os mais explorados pela ictiofauna ao contrário das áreas pelágicas.
- A distribuição espacial das espécies (em termos de presença/ausência) revela três tipologias de estações diferentes: fluvial, lântica e pelágica. O primeiro grupo é representado por estações com predominante característica lótica das zonas fluviais; o segundo reúne as estações com predominante característica lântica de todas as zonas e o terceiro aquelas do ambiente pelágico, também das quatro zonas da represa. Sendo as primeiras duas tipologias pertencentes ao mesmo cluster, esta repartição não evidencia um gradiente longitudinal muito acentuado, ao contrário mostra claramente um gradiente de tipo transversal com as estações de centro separadas das outras o que é esperado para reservatórios de médio e grande porte.
- A comunidade da represa de Barra Bonita mostra uma organização extremamente dinâmica, como é esperado para comunidades adaptadas a ambientes instáveis como as represas. No caso da amostra total, a organização, ajusta-se ao modelo da série logarítmica com a presença de poucas espécies abundantes e muitas

raras. Analisando os dados para ambiente emerge que, além da série logarítmica, a série geométrica é adequada para descrever a organização da comunidade do ambiente de centro suportando a idéia que este ambiente é explorado por uma comunidade “pioneira” adaptada a condições limitantes.

- Os índices de diversidade (em número e peso), equitabilidade (em número e em peso), assim como a dominância (em número) evidenciam que a comunidade é suficientemente diversificada, com boa repartição das abundâncias e pesos entre as espécies e sem forte dominância pelo acesso aos recursos com a exceção do ambiente pelágico onde os recursos são explorados por poucas espécies.

- A análise da variância evidenciou diferenças temporais estatisticamente significativas somente no caso do $cpue_p$. Neste caso, o aumento das capturas por unidades de esforço em peso ($cpue_p$) nas desembocaduras e margem da represa é particularmente evidente na época chuvosa. Isto pode ser considerado como resposta a estímulos biológicos (reprodução, alimentação, refugio) associados ao aumento do nível da represa programado nesta época (fase de enchente: dezembro-maio). Este resultado evidencia a importância da relação entre sazonalidade (época) e migrações transversais (do centro em direção da margem e desembocaduras) indicando estes ambientes como áreas refúgios para a ictiofauna. Neste propósito, vale a pena salientar que a maioria das espécies coletadas se reproduz nesta época e nestes locais. Também deve se considerar que o aumento do nível da represa nesta época disponibiliza fontes alimentares e refúgios anteriormente inacessíveis, favorecendo o sucesso da reprodução.

- A análise da variância evidenciou diferenças entre zonas estatisticamente significativas somente no caso da diversidade em peso e do $cpue_p$ indicando a menor importância do ambiente de centro dentro de cada zona em relação aos ambientes de desembocadura e lateral.

- A análise da variância evidenciou diferenças estatisticamente significativas entre ambientes no caso da diversidade (número e peso), equitabilidade (número e peso) e $cpue_p$. Neste caso o ambiente de centro se caracteriza por os menores valores dos índices suportando, assim, a idéia de que a comunidade seja constituída

por poucas espécies pioneiras típicas das primeiras fases de colonização. Isto se justifica porque o ambiente pelágico apresenta condições limitantes para a maioria das espécies em termos de qualidade físico-química da água (baixo oxigênio, alta temperatura), baixa disponibilidade alimentar e de refúgios, ao contrário dos ambientes de desembocaduras e laterais que apresentando maior complexidade ambiental, favorecem a diversificação de nichos colonizáveis por um maior número de espécies.

- A análise de variância aplicada ao índice de dominância mostra que não há diferenças significativas entre época, zona e ambiente, indicando que a estrutura da comunidade em termos de dominância permanece inalterada, com padrões de abundância das espécies estáveis no tempo e no espaço.
- A avaliação do estresse da comunidade a partir do método gráfico de comparação Abundância/Biomassa (ABC) e da estatística W revelou que a comunidade da represa pode ser considerada, em geral, moderadamente perturbada. Em relação aos dois métodos de avaliação usados, a estatística W parece mais adequada em comparação ao método gráfico para a avaliação do estresse.

Da análise da estrutura trófica pode-se concluir que:

- há uma tendência temporal na redução dos carnívoros e aumento das espécies oportunistas, como onívoros e iliófagos, para os quais os recursos alimentares não são limitantes;
- baixa riqueza e abundância de espécies com dieta especializada.

Da análise da estrutura reprodutiva conclui-se que:

- a maioria das espécies apresenta desova de tipo parcelada e a época de reprodução se estende de setembro-outubro a março-abril; nesse período ocorre o trimestre final da fase de esvaziamento da represa (setembro-novembro) e os primeiros quatro meses de enchente (dezembro-março). O primeiro período é caracterizado pela diminuição contínua do nível da água, ao contrário do segundo, que mostra “micro-pulsos” relacionados com a intensidade e duração das chuvas de

verão. O estresse gerado por esses fatores, faz com que o período de setembro a março seja considerado “crítico” e limitante o sucesso reprodutivo das espécies.

- Somente as espécies com desova parcelada e amplo período reprodutivo ou cuidado parental, atingem maiores abundâncias. Entre estas, somente duas têm desova total: *L. obtusidens* e *L. anisitsi*. A primeira, todavia, efetua migrações à procura do ambiente mais adequado para desova e assim consegue evitar as condições de estresse na represa; a segunda é caracterizada da um curto período reprodutivo, mas apresenta cuidados parentais.

- A comunidade pode ser considerada adaptada às condições de variabilidade do ambiente, sendo a resiliência da maioria das espécies nas categorias média e alta. Somente *H. malabaricus* e *L. anisitsi* apresentam resiliência baixa e podem ser consideradas “vulneráveis”.

Da análise histórica dos registros de presenças/ausência disponíveis sobre a ictiofauna da represa de Barra Bonita, conclui-se que:

- apesar de que nos últimos 15 anos ocorreu estabilização na riqueza da ictiofauna da represa, é evidente uma alteração na composição das espécies. A comunidade é dominada por espécies de pequeno porte, com progressiva tendência à diminuição daquelas de maior importância para a pesca (com exceção da tilápia). As maiores mudanças ocorridas neste período afetam as famílias Anostomidae e Loricariidae cuja riqueza diminuiu e dos Serrasalminae e Cichlidae que aumentaram.

- Em relação ao processo de *envelhecimento* do ambiente, considerando a transformação da assembléia de peixes ocorrida no tempo, a represa de Barra Bonita pode ser considerada numa fase intermediária entre a colonização e velhice.

CAPITULO III

Adaptação do índice de integridade biótica (IIB) e do índice de qualidade ambiental (IQA_I) à represa de Barra Bonita

1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas são entidades dinâmicas e respondem de várias formas às perturbações que podem ser naturais ou antropogênicas. No primeiro caso, geralmente, os organismos têm tempo suficiente para se adaptarem às transformações, apesar da existência de fenômenos catastróficos, como terremotos, erupções, tsunamis, incêndios. Ao contrário, as perturbações de origem antrópica, na maioria dos casos, mostram os efeitos no curto e médio prazo, não permitindo a evolução harmônica do sistema. No caso dos ecossistemas aquáticos, RAPPORT (1999) assinala três mecanismos principais envolvidos em sua transformação:

1. *ineficiência da ciclagem dos nutrientes.* Neste caso, o aumento da concentração de nutrientes muda a dinâmica das comunidades, resultando frequentemente na eutrofização do ambiente, com perda da estrutura e função da comunidade e alteração de sua produtividade.

2. *invasão de espécies oportunistas*. A introdução acidental ou voluntária de espécies exóticas leva a um aumento da competição para o acesso aos recursos e da predação sobre as espécies autóctones, ocasionando redução da biodiversidade.

3. *instabilidade do substrato*. A alteração da margem devida ao represamento, controle da erosão ou coberturas artificiais da superfície, reduzem a disponibilidade e a variedade dos habitats.

As transformações dos sistemas aquáticos são o resultado das interações de vários estresses atuantes por um período prolongado. Neste contexto, é necessário acompanhar os processos para reconhecer os sinais de degradação, distinguido-os das flutuações naturais e identificar os prováveis mecanismos desta degradação. Assim, será possível tomar as providências necessárias para a mitigação ou correção das ações, de modo que a dinâmica seja mais similar à natural.

A preocupação e a exigência de salvaguardar os recursos hídricos, a nível de ecossistema, já está consolidada na sociedade e instrumentos cada vez mais refinados para a avaliação da qualidade dos sistemas estão sendo constantemente desenvolvidos. Particularmente interessante neste contexto, é a observação da evolução, do ponto de vista cronológico, da abordagem da avaliação das condições ambientais que, a partir do compartimento abiótico passou também a considerar os organismos unicelulares, macro-invertebrados até chegar aos vertebrados. Entre os índices desenvolvidos para este propósito, se destacam:

- *IQA -Índice de qualidade da água*: baseado exclusivamente em variáveis físicas e químicas que refletem, principalmente, a contaminação dos corpos hídricos ocasionada pelo lançamento de esgotos domésticos (CETESB, 2005);
- *SS - Sistema sapróbio (Saprobien system)*: índice baseado em organismos planctônicos atuantes no processo de autodepuração das águas. Há várias adaptações deste método e o pressuposto básico é o conhecimento do grau de tolerância de cada taxa ou espécie em relação à poluição (ROSSARO, 1993), o que, juntamente com a dificuldade de identificação taxonômica, é sua maior limitação;

- *IBE - Índice biótico extenso (EBI - Extended Biotic Index)*: usa macro invertebrados de tamanho maior que 1 mm como indicadores da qualidade do ambiente. A resolução taxonômica se dá a nível de gênero ou família. Sua maior limitação é que os organismos reagem a vários fatores naturais, além dos estressores antrópicos e, portanto, nem sempre é possível discriminar a causa da alteração observada na comunidade (ROSSARO, 1993);

- *IIB - Índice de integridade biótica (IBI - Index of Biotic Integrity)*: baseado em vários atributos ecológicos da comunidade de peixes (KARR, 1981). O uso do IIB é justificado pelo fato de que os peixes, ocupando uma posição importante na cadeia alimentar, possibilitam uma visão integrada do ambiente aquático. Atualmente, este índice está sendo adaptado e utilizado em vários contextos, pois métodos de avaliação que consideram conjuntos de espécies, refletem melhor a condição de um amplo segmento do ecossistema.

A evolução das abordagens na avaliação das condições dos ambientes aquáticos pode ser explicada considerando que quanto mais alto for o nível da organização biológica considerado, tanto maior é a complexidade do ecossistema investigado e mais evidente é a resposta dos organismos às variações ocorridas no meio ambiente.

Entre os vertebrados, os peixes são considerados particularmente úteis para a avaliação da integridade biótica dos ecossistemas, entendendo como “integridade biótica” a capacidade do ambiente de manter uma comunidade balanceada, integrada e adaptada onde suas espécies têm composição, diversidade e organização funcional comparável com aquela de um habitat natural da região (ARAÚJO *et al.*, 2003).

Em particular, FAUSCH *et al.* (1990) afirmam que os peixes:

1. são sensíveis a uma ampla gama de estressores diretos;
2. integram efeitos negativos de vários e complexos estressores também atuantes sobre outros componentes do ecossistema aquático, como habitat e macro invertebrados, devido à sua dependência para a reprodução, sobrevivência e crescimento;
3. são organismos de vida relativamente longa e, portanto, a dinâmica das populações fornece um registro a longo prazo dos efeitos do estresse ambiental;

4. podem ser usados para avaliar os custos sociais da degradação de maneira mais direta que outros indicadores biológicos, devido ao seu valor econômico e estético.

A maior desvantagem no uso das comunidades de peixes é o de resolução, ou seja se forem usados atributos de alto nível de organização biológica, não é fácil determinar o mecanismo causal da degradação, sem estudos posteriores mais refinados.

1.1 Descrição do IIB

O princípio sobre o qual o IIB foi desenvolvido considera que as perturbações antropogênicas interagem de maneira complexa no ecossistema aquático e seus efeitos raramente podem ser avaliados usando apenas variáveis físicas e químicas como medidas indiretas da integridade biótica. Esses efeitos precisam ser avaliados através de medidas da “biota aquática” (FAUSH *et al.*, 1990). Neste contexto, os peixes são considerados bons indicadores não só do estresse antrópico, mas também das dinâmicas naturais do ambiente e da reconstituição do ecossistema (PALLER *et al.*, 2000).

O IIB originalmente desenvolvido por KARR (1981) e KARR *et al.* (1986). Foi proposto para avaliar a qualidade do recurso aquático de riachos de áreas temperadas dos EUA. Trata-se de um índice multimétrico, ou seja, composto por vários atributos ou métricas da comunidade de peixes, cada uma das quais representa uma característica mensurável do conjunto biológico que muda de maneira previsível com o aumento ou diminuição do estresse ambiental.

A seguir este índice foi adaptado para aplicações em outros contextos tais como grandes rios (SIMON & SANDERS, 1999; SEEGERT, 2000b), lagoas (SIMON, 1998; THOMA, 1999) e represas (McDONOUGH & HICKMAN, 1999).

O cálculo do IIB, originalmente desenvolvido por KARR (1981), prevê a combinação de 12 contagens parciais obtidas de uma série de atributos (métricas) da comunidade de peixes (Tabela 1). Estes podem ser reunidas em três grupos: 1) métricas relativas a composição e riqueza de espécie; 2) métricas relativas a guildas tróficas; 3) métricas relativas a abundância e condições da saúde dos peixes.

Tabela 1: Métricas originais do índice IIB de KARR (1981)

<i>Categoria</i>	<i>Métrica</i>	<i>Descrição</i>
<i>riqueza e composição de espécies</i>	1. Número total de espécies	Essa métrica é uma medida de diversidade que geralmente diminui com a degradação ambiental.
	2. Número e taxa de espécies “darter”	É composta por espécies sensíveis à degradação do habitat bêntico.
	3. Número e taxa de espécies “sunfish”	Lepomidae sunfish são basicamente invertívoros, e uma comunidade diversificada desse grupo é indicativa de alta qualidade da zona litoral.
	4. Número e taxa de espécies “sucker”	A riqueza dessas espécies dá uma idéia da qualidade do habitat bentônico, pois este grupo coloniza as águas mais profundas, e é particularmente intolerante à degradação do substrato.
	5. Número e taxa de espécies intolerantes	Espécies intolerantes são sensíveis a várias formas de degradação. Em geral são raras, e por isso são amostradas de maneira ineficiente.
	6. % em número de indivíduos “green sunfish”	Este grupo se torna muito abundante quando as condições ambientais pioram.
<i>Composição trófica</i>	7. % em número de indivíduos piscívoros	Este grupo é composto por espécies especialistas, cuja abundância diminui quando a qualidade do habitat piora.
	8. % em número de indivíduos onívoros	Os onívoros são poucos sensíveis a estresses ambientais e têm flexibilidade em variar suas dietas. Quando as ligações tróficas são quebradas devido à degradação ambiental, as espécies especialistas como os invertívoros, diminuem, ao contrário das onívoras e oportunistas, cuja abundância relativa aumenta.
	9. % em número de indivíduos insetívoros (Cyprinidae)	A proporção de insetívoros aumenta com a melhoria da qualidade do ambiente, devido à especialização da dieta desse grupo.
<i>abundância e condições da saúde dos peixes</i>	10. Número total de indivíduos	Condições ótimas ambientais geram uma comunidade de peixes de alta qualidade, que exhibe grande número de indivíduos.
	11. % em número de indivíduos híbridos	A presença de híbridos aumenta devido à perda do isolamento reprodutivo e a conseqüente simplificação estrutural do ambiente.
	12. % em número de indivíduos com doenças, parasitas, anomalias:	A saúde dos indivíduos é um reflexo da qualidade ambiental.

A avaliação das condições do ambiente estudado é feita por comparação com a condição de um local similar “não alterado” e localizado na mesma região. Se não houver locais de referência não alterados, podem ser usados aqueles com o menor grau de alteração como sugerido por HUGHES *et al.* (1986) e MAIO *et al.* (1996).

A cada métrica considerada no índice é atribuída uma pontuação de 1, 3 ou 5 a medida que o seu valor se afaste muito (1) ou pouco (3) ou se aproxime (5) do valor do ambiente de referência. No final, o valor do IIB para cada local amostrado, é obtido como a soma das 12 pontuações e varia de um mínimo de 12 a um máximo de 60. Esse intervalo é dividido em 5 classes de qualidade indicativas da integridade biótica da comunidade: muito pobre (12-24); pobre (28-34); razoável (40-44); boa (48-52) e excelente (58-60).

As aplicações do IIB em vários locais do EUA e na Europa mostram a eficácia dos conceitos básicos do método, mas também há necessidade de modificar ou adaptar as métricas, de modo que possam representar melhor a situação particular do local ou da região de estudo. Esta possibilidade também é expressa por KARR (1981), que a considera uma vantagem do método. Uma revisão ampla das adaptações do índice fora dos EUA e Canadá foi feita por HUGHES & OBERDOFF (1999). Adaptações do índice no Brasil podem ser encontradas em ARAÚJO (1998) e ARAÚJO *et al.* (2003), para a avaliação da integridade biótica do rio Paraíba do Sul. RIBEIRO (1994) e TEIXEIRA MARCIANO (2001), também, o adaptaram para ambientes fluviais, mas desenvolveram critérios diferentes para a atribuição das pontuações e para o cálculo do índice e por isso não foram considerados neste trabalho.

1.2 Adaptação do IIB ao ambiente de represa

A tentativa de sugerir um IIB para represas foi originalmente feita por JENNINGS *et al.* (1995) que, em seguida, elaboraram um método alternativo para derivar as condições de referência. Este, de fato, é o maior problema encontrado na adaptação do índice neste tipo de ambiente, pois, sendo os reservatórios sistemas inteiramente artificiais, inexistem “pontos de referência inalterados” para a avaliação do afastamento das condições ideais; portanto, a abordagem tem que ser diferente daquela de rios e lagoas naturais (McDONOUGH & HICKMAN, 1999).

Abordagens alternativas incluem:

- dados históricos ou condições de pré-alagamento da ictiofauna;

- modelos de previsão;
- observação das melhores condições (neste caso os locais com o menor grau de alteração são considerados como “referência”);
- juízo profissional.

SEEGERT (2000a) ressalta que o uso de dados históricos é condicionado por métodos não padronizados de coleta dos dados e, portanto, não são indicados para a calibração das métricas do IIB. Neste contexto, McDONOUGH & HICKMAN (1999) também afirmam que as condições de pré-alagamento são inapropriadas, devido à consistente alteração do habitat decorrente do alagamento. No caso dos modelos de previsões, eles observaram respostas não confiáveis devido ao conhecimento incompleto das comunidades de peixes em reservatórios. A observação das melhores condições, ao contrário, produz bons resultados no caso em que o conjunto de dados tinha uma grande amplitude de condições para cada característica ou métrica da comunidade. O juízo profissional é, também, aceito baseado na experiência pessoal ou em pesquisa bibliográfica (GERRITSEN *et al.*, 2003).

Considerando a natureza artificial das represas, JENNINGS *et al.* (1995) sugeriram, também, que o termo “integridade biótica” é inapropriado para represas e recomendaram um novo título para o índice: Índice de Assembléia de Peixes em Reservatório (IAPR) (*Reservoir Fish Assemblage Index - RFAI*), que foi também adotado nesta tese.

2. OBJETIVOS

A pressão antrópica sobre os ecossistemas vem aumentando continuamente e a restauração da saúde dos ecossistemas será o objetivo dominante da sociedade no futuro próximo (RAPPORT, 1999). Portanto, o estudo e a definição de ferramentas rápidas de avaliação são fundamentais.

O objetivo deste capítulo é a adaptação do índice IAPR a represa de Barra Bonita e sua validação por meio de outros sistemas de investigação e análise.

Este objetivo seguirá o seguinte protocolo:

- Definição e seleção das métricas;
- Atribuição das pontuações;
- Soma das pontuações e definição das classes de integridade do índice;
- Validação do índice.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Construção do índice multimétrico IAPR: PASSO I - Escolha e seleção das métricas

As métricas candidatas para a construção do IAPR são definidas na Tabela 2, separadas em duas listas. A primeira é para as métricas calculadas a partir do número de indivíduos e a segunda para aquelas calculadas a partir do peso. As métricas relativas ao número de espécies são comuns às duas. O objetivo desta separação é verificar eventuais diferenças na resposta do índice ao variar a unidade de medida usada para o cálculo das métricas.

No total, cada lista, é composta por 16 métricas representativas da estrutura de comunidade de peixes. Essas foram reunidas em 5 grupos: riqueza de espécies, abundância, categorias tróficas, função reprodutiva e saúde.

Tabela 2: Métricas candidatas pela construção do índice IAPR.

Métricas candidatas (Número de indivíduos)	Métricas candidatas (peso de indivíduos)
I. Composição e Riqueza de espécies	I. Composição e Riqueza de espécies
1. Número total de espécies	1. Número total de espécies
2. Número de espécies de Characiformes	2. Número de espécies de Characiformes
3. Número de espécies de Siluriformes	3. Número de espécies de Siluriformes
4. Número de espécies de Cichlidae	4. Número de espécies de Cichlidae
5. Número de espécies introduzidas	5. Número de espécies introduzidas
6. Número de espécies tolerantes	6. Número de espécies tolerantes
7. Número de espécies que formam 90% da comunidade	7. Número de espécies que formam 90% da comunidade
II. Abundância	II. Abundância
8. % (em número) de dominância	8. % (em número) de dominância
9. Número de indivíduos	9. Peso dos indivíduos
10. % (em número) das espécies com comprimento>30cm	10. % (em peso) das espécies com comprimento>30cm
III. Categoria trófica	III. Categoria trófica
11. % (em número) de onívoros	11. % (em peso) de onívoros
12. % (em número) de carnívoros	12. % (em peso) de carnívoros
13. % (em número) de herbívoros+planctívoros	13. % (em peso) de herbívoros+planctívoros
14. % (em número) de insetívoros+invertívoros	14. % (em peso) de insetívoros+invertívoros
IV. Reprodução	IV. Reprodução
15. Número de espécies com resiliência alta com exclusão das migradoras	15. Número de espécies com resiliência alta com exclusão das migradoras
V. Saúde	V. Saúde
16. % (em número) anomalias	16. % (em peso) anomalias

3.1.1 Descrição das métricas

I. Composição e riqueza de espécies

1. *Número total de espécies*: essa métrica fornece uma medida da diversidade biológica do ambiente visto que tipicamente diminui com o aumento da degradação (HUGHES & OBERDOFF, 1999). Em um ambiente não degradado, portanto, é esperado um número total de espécies alto.
2. *Número de Characiformes*: esta métrica foi adotada em lugar do número de “sunfish”, espécies propostas por KARR (1981) para a avaliação do ambiente de “coluna de água”. O uso dos Characiformes é justificado devido à ausência no Brasil dos Centrarchideos (ARAÚJO *et al.*, 2003) e por ser um grupo amplo e bem representado na represa de Barra Bonita. Trata-se principalmente de espécies que procuram alimento visualmente, capazes de grandes e pequenos deslocamentos e de ampla distribuição no ambiente.
3. *Número de Cichlidae*: Esta métrica é indicativa da degradação dos ambientes lênticos e da coluna d’ água. Trata-se de espécies adaptadas ao ambiente lêntico, que podem se deslocar na coluna de água e ao mesmo tempo são indicadoras das condições da margem, visto que usam este ambiente para desova (construção de ninhos). Também, é usada como alternativa ao número de espécies de “sunfish” nas adaptações das métricas para os ambientes tropicais e subtropicais (HUGHES & OBERDORFF, 1999).
4. *Número de Siluriformes*: esta métrica pretende avaliar as condições do habitat bentônico. Substitui o número de “darter” espécies utilizado por KARR (1981). A escolha desse grupo é justificada por serem organismos adaptados ao ambiente bentônico e altamente especialista. No Brasil, esta métrica foi usada por ARAÚJO *et al.* (2003).
5. *Número de espécies introduzidas*: a introdução de espécie exóticas e alóctones é uma prática que deveria ser evitada ou cuidadosamente manejada, pois um número elevado de espécies introduzidas é considerado um índice de degradação do ambiente e da comunidade.
6. *Número de espécies tolerantes*: esta métrica pretende avaliar a degradação ambiental à partir do número de espécies consideradas tolerantes. Esse grupo é

composto por espécies cuja abundância e distribuição aumenta com a degradação. A seleção foi baseada sobre as distribuições observadas na represa de Barra Bonita e a literatura (SMITH *et al.*, 2003; CRAIG, 2005; ARAUJO *et al.*, 2003). As espécies consideradas como tolerantes na represa de Barra Bonita foram: *H. littorale*, *L. anisitsi*, *H. ancistroides*, *P. maculatus*, *O. niloticus*, *S. jurupari* e *G. brasiliensis*.

II. Abundância

7. % (em número) *dominância*: Esta métrica foi utilizada por vários autores, como relatado por HUGHES & OBERDORFF (1999). Visa indicar o aumento da abundância relativa das espécies tolerantes com o aumento da degradação. Em um ambiente não degradado, portanto, o percentual esperado de dominância é baixo.
8. *Número total de indivíduos*: esta métrica foi usada por McDONOUGH & HICKMAN (1999) para a adaptação do IIB as represas do Tennessee Valley Authority (EUA) e é baseada no fato de que condições ambientais ótimas, geram assembléias de peixes de alta qualidade que suportam um grande número de indivíduos. HUGHES & OBERDOFF (1999), todavia, mostram a necessidade de se avaliar preliminarmente a “performance” da métrica ao longo de um gradiente de distúrbio, reconhecendo a tendência para níveis moderados de degradação ao aumento da abundância ($cpue_N$). A propósito do uso do $cpue_N$ em lugar do número de indivíduos, SEEGERT (2000a) afirma que a $cpue$ tem pouco poder de resolução especialmente quando grandes números de espécies tolerantes ou eruptivas (espécies que ocasionalmente e/ou ciclicamente constituem mais do 50% das capturas) estão presentes. O autor, também, alerta sobre o uso da $cpue$ nos índices biológicos multimétricos, indicando-o como uma métrica não confiável devido a sua elevada variabilidade. Por isso, neste trabalho foi preferido o número total de indivíduos. Dessa métrica foi, também, considerado o peso.
9. % (em número) *de espécies com comprimento total maior de 30 cm*: esta métrica tem como objetivo avaliar a abundância relativa de espécies de médio e grande porte na represa de Barra Bonita, sendo o comprimento pequeno um índice de sobre pesca ou de degradação ambiental. Num ambiente não degradado a frequência de espécies de comprimento médio-grande esperada é alta. Dessa métrica foi calculada, também, a % em peso.

10. *Número de espécies que compreendem 90% dos indivíduos*: Esta métrica pretende medir a importância relativa do número de espécies na comunidade. Desta forma quanto maior for o número de espécies que abrangem 90% dos indivíduos, tanto maior será a diversidade da comunidade.

III. Guilda trófica

11. *% (em número) de indivíduos onívoros*: esta métrica foi proposta por KARR (1981) com o objetivo de avaliar a alteração da cadeia alimentar. É composta por espécies que se nutrem de plantas e animais e/ou que mudam a dieta conforme a disponibilidade alimentar. Uma elevada proporção de espécies oportunistas indica uma simplificação da base alimentar. Esta métrica é amplamente usada nas várias adaptações do índice IIB e no Brasil foi também usada por ARAÚJO *et al.* (2003). Dessa métrica foi calculada também a % em peso.
12. *% (em número) de carnívoros*: esse grupo é caracterizado por espécies de vida longa e pela bio-acumulação de substâncias tóxicas. Sua abundância é, portanto, afetada pelas alterações físicas e químicas do ambiente. Apesar disso, os predadores têm um importante papel na função de regulação da comunidade (PAIVA *et al.* 1994; DE BERNARDI *et al.*, 1993, RIBEIRO, 2002) e de acordo com KARR (1981), CASTRO & ARCIFA (1987) e ARAÚJO (1998) a presença dos carnívoros diminui com a degradação do ambiente. Dessa métrica foi calculada também a % em peso.
13. *% (em número) de herbívoros+planctívoros*: esta métrica pretende avaliar a importância das espécies com dieta especialista. Trata-se de organismos que se nutrem de restos vegetais e plâncton, cuja abundância é fortemente prejudicada pela degradação do ambiente. Essas categorias foram agrupadas devido a serem pouco abundantes. Dessa métrica foi calculada também a % em peso.
14. *% (em número) de insetívoros+invertívoros*: esta métrica pretende avaliar a importância das espécies com dieta especialista. Trata-se de organismos que se nutrem de macro-invertebrados, gastrópodes e micro crustáceos cuja abundância é fortemente prejudicada pela degradação do ambiente. Essas categorias, também, foram agrupadas devido a serem pouco abundantes. Dessa métrica foi calculada também a % em peso.

IV. Reprodução

15. *Número de espécies com alta resiliência, excetuadas as migradoras*: esta métrica foi adotada para substituir a de: “número de espécies a deposição litófila” usada por NIEMELA *et al.* (1999) na região do Lake Agassiz Plain (Norte Dakota e Minnesota) para avaliar a perda de ambientes reprodutivos localizados em substrato sólido (pedras, rochas). Do número total de espécies com alta resiliência foram eliminadas as espécies migradoras visto que não desovam na represa.

V. Saúde

16. *% (em número) de indivíduos com anomalias e/ou lesões*: a saúde dos indivíduos é um índice da qualidade do ambiente. Por isso foi anotada para cada indivíduo a presença de tumores, malformações e/ou nadadeiras danificadas. Num ambiente não degradado a frequência esperada de indivíduos com anomalias e/ou lesões é baixa. Dessa métrica foi calculada, também, a % em peso.

3.1.2 Seleção das métricas

Na seleção das métricas, de acordo com SEEGERT (2000), foi evitado o uso daquelas redundantes e altamente correlacionadas, visto que métricas linearmente correlacionadas não contribuem para o aumento da informação para a avaliação da integridade da comunidade. De outro lado, JORDAN & VAAS (2000) sublinham que uma certa quantidade de dependência e redundância entre as métricas é desejável, porque poucas estações têm dados para todas as métricas e assim o índice ficaria mais robusto. GERRITSEN *et al.* (2003) recomendam que duplas de métricas com coeficientes de correlação $\geq 0,90$ deveriam ser examinadas para determinar se uma é combinação linear da outra e se as duas são necessárias.

A representação gráfica das distribuições dos valores da amostra total de cada métrica da comunidade de peixes da represa de Barra Bonita foi feita por meio do box - whisker plot.

3.2 PASSO II: critérios para pontuação

Como os índices multimétricos são desenvolvidos por adição das pontuações de cada métrica, é preciso padronizar as diferentes escalas (ex: Número de espécies e % de Characiformes). Pontuações ordinais (exemplo: 1, 3,5) são as mais freqüentes e correspondem a categorias de biota impactado (1), regular/intermédio (3) e não impactado (5).

As condições esperadas foram definidas, de acordo com McDONOUGH & HICKMAN (1999) considerando a observação das melhores condições. Portanto, a partir da análise dos gráficos de box-whisker plot, para métricas em que altos valores indicam alta qualidade, os valores do 95º percentil foram identificados (GERRITSEN *et al.*, 2003). Em seguida, como sugerido por ARAÚJO *et al.* (2003), o intervalo obtido (abaixo do 95º percentil) foi trisectado individualizando os valores dos 63º e 32º percentis da nova distribuição. No caso das métricas em que baixos valores indicam alta qualidade, o intervalo acima do 5º percentil foi trisectado. Esta metodologia, para atribuição das pontuações, pretende superar as críticas de subjetividade relativas às “maximum-species-richness-line” (MSRL) de FAUSCH *et al.* (1984), onde a inclinação da reta que inclui 95% das amostras para uma dada métrica, é traçada a olho.

Para as métricas em que altos valores indicam alta qualidade, valores maiores que o 63º percentil tiveram pontuação 5 (bom) (Figura 1a) e pontuação 1 no caso que altos valores correspondiam a baixa qualidade (Figura 1b). Valores entre 63º e 32º percentil tiveram pontuação de 3 (regular) e valores menores de 32º percentil tiveram pontuação de 1 (Figura 1a) ou 5 (Figura 1b) dependendo da resposta da métrica a degradação ambiental.

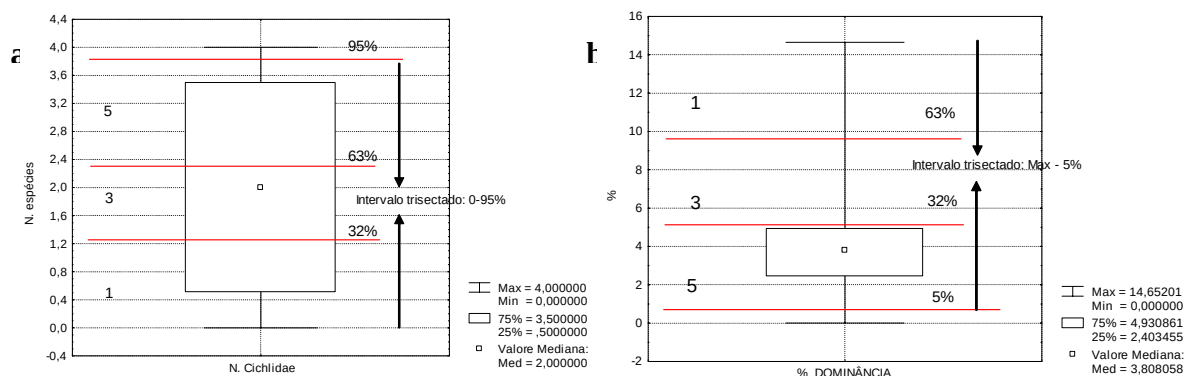


Figura 1: Critérios para atribuição das pontuações das métricas: a - métricas nas quais altos valores indicam alta qualidade; b - métricas nas quais altos valores indicam baixa qualidade (1=impactado; 3=regular; 5= não impactado).

Somente no caso da riqueza de espécies o critério de pontuação considerou o gradiente longitudinal diferenciando entre zona fluvial (FL), de transição (TR) e lântica (LE) da represa. Neste caso, o ajuste relativo a riqueza esperada de espécies foi obtido com o método Jackknife. Esta abordagem conservativa, de acordo com McDONOUGH & HICKMAN (1999), garante pela ausência de pontos de referência para a medida do grau de desvio das condições esperadas. Uma vez que o número máximo de riqueza de espécies foi determinado para cada zona, o intervalo individual (de zero até 95º percentil) foi trisectado seguindo a metodologia acima descrita.

3.3 Análise estatística

Os box-whisker plots foram utilizados para mostrar a distribuição dos valores de cada métrica para a amostra total da represa de Barra Bonita.

A variabilidade temporal (época) e espacial (zona e ambiente) do IAPR foi avaliada por meio da análise de variância (three way). A análise dos resíduos permitiu verificar a normalidade e homogeneidade das variâncias (teste de Bartlett). Quando diferenças

significativas foram detectadas, o teste de Tukey foi utilizado na comparação múltipla das médias amostrais.

3.4 Validação do IAPR

Com o objetivo de validar os resultados obtidos com o IAPR foi elaborado um índice independente de qualidade ambiental (IQA_I) baseado em algumas variáveis física-químicas e ambientais, seguindo as indicações de ARAÚJO *et al.* (2003). As variáveis consideradas foram: Profundidade (m), Temperatura da água (°C), pH (em unidade de pH), Transparência (m), Condutividade (µS/cm), Oxigênio dissolvido (mg/l), tipo de paisagem, tipo de fundo, macrófitas e mata. Também neste caso foi utilizada uma escala ordinal para indicar desvios elevados (1), intermédios (3) e a concordância (5) com o valor de referência ou esperado. Os critérios utilizados para a atribuição das pontuações, neste caso, foram: o levantamento bibliográfico para pH e transparência e a observação das melhores condições para as outras variáveis físicas e químicas (profundidade, temperatura da água, condutividade e oxigênio dissolvido). No primeiro caso, os valores de referência adotados para o pH, foram os definidos pela OECD - Organization for Economic Co-operation and Development (MARCHETTI, 1989) que indica qualidade da água ruim para valores de pH <4 e >9. Os mesmos valores foram usados por ARAÚJO *et al.* (2003) na adaptação do IIB ao rio Paraíba do Sul (RJ). Relativamente à transparência MARCHETTI (1989), relata que valores <0,75 (m) são indicativos de condições de hipereutrofia da água.

No segundo caso, os cortes (tri secção) na distribuição dos valores das outras métricas físicas e químicas consideraram a mediana como limite superior na definição das condições de concordância (5) ou ruim (1), respectivamente, nos casos em que altos valores da métrica indicavam alta qualidade ou no caso em que altos valores indicavam baixa qualidade.

Por fim, no caso das variáveis ambientais, foi atribuída a pontuação 1 às categorias correspondentes aos ambientes mais impactados (I e II da Tabela 4); pontuação 3 a categoria III (Tabela 3) e pontuação 5 a categoria IV (Tabela 4), correspondente as situações mais naturais.

Tabela 3: Variáveis ambientais e suas pontuações por categoria (pontuação: 1= ambiente impactado; 3=levemente impactado/intermédio; 5=não impactado).

pontuação $\Rightarrow$	Categoria I 1	Categoria II 1	Categoria III 3	Categoria IV 5
Tipologia da paisagem circunstante	condomínio	cultivo	pastagem	mata
Tipo de fundo	lodo	areia	cascalho	pedra/rocha
Presença de macrófitas	ausente	escassa	fragmentada	presente
Mata ciliar	ausente	escassa	fragmentada	presente

O valor resultante do índice é obtido pela soma das 10 pontuações e varia entre um mínimo de 10 e um máximo de 50. As correspondentes categorias de qualidade foram definidas conforme a Tabela 4.

Tabela 4: Pontuações e classes do Índice de qualidade ambiental (IQA_I) e relativa descrição.

IQA _I (soma pontuações)	Classes de qualidade	Descrição
43-50	Excelente	Ambiente inalterado, onde as características físico-químicas e estruturais não são afetadas pela ação do homem.
35-42	Boa	Ambiente pouco alterado, onde as características físico-químicas e estruturais mantêm uma elevada qualidade e complexidade ambiental.
27-34	Regular	Ambiente alterado onde, todavia, as características físico-químicas e estruturais ainda mantêm discreta diversidade biótica.
19-26	Ruim	Ambiente com evidentes sinais de degradação, caracterizado por empobrecimento da diversidade biótica e das características físico-químicas da água.
10-18	Péssima	Ambiente muito degradado, caracterizado por anóxia prolongada e qualidade da água imprópria para o desenvolvimento dos ciclos vitais da maioria dos organismos.

A relação entre IAPR e IQA_I, foi quantificada por meio de correlação linear simples. A existência da correlação foi testada pelo valor do coeficiente de correlação de Pearson (r) aos níveis de significância de $p=0,05$ e $p=0,01$, indicada por “*” e “***”, respectivamente. A mesma metodologia foi utilizada para testar a relação entre IAPR e cada métrica do índice IQA_I e também entre IAPR e diversidade em número (H'_N) e em peso (H'_P), respectivamente.

4. RESULTADOS

4.1 Seleção das métricas

O primeiro passo no processo de seleção considerou a redundância entre as métricas, pois foi mencionado que métricas altamente correlacionadas contribuem com pouca informação na avaliação da integridade do ambiente.

Para as 16 métricas candidatas na construção do índice IAPR, foi calculada a matriz de correlação (Tabela 6) e aquelas com coeficiente maior ou igual a 0,90 foram eliminadas como recomendado por GERRITSEN *et al.* (2003). Assim, as métricas eliminadas foram: “Número de espécies tolerantes”, “Número de Characiformes”, “Número de espécies que compreendem 90% dos indivíduos” e “Número de espécies com resiliência alta menos as migradoras”.

4.2 Classes de integridade do Índice IAPR

O índice resultou composto por 12 métricas. O valor final foi, portanto, obtido pela soma das 12 pontuações e varia entre um mínimo de 12 e um máximo de 60. Esse intervalo foi dividido em 5 classes de integridade como pode ser visto na Tabela 5 que mostra também a descrição de cada uma delas.

Tabela 5: Pontuações do índice IAPR com classes de integridade e sua descrição.

IAPR pontuação	Classes de integridade	Descrição
53-60	Excelente	Comunidade bem diversificada; estrutura trófica balanceada; presença de espécies de tamanho médio-grande e ocorrência de espécies migradoras.
43-52	Boa	Riqueza de espécies próximo do esperado; estrutura trófica equilibrada, apesar de alguns sinais de estresse. Baixa dominância e abundâncias discretas.
33-42	Razoável	Comunidade ainda bastante diversificada, com tendência ao aumento das espécies oportunistas e generalistas. Rara ocorrência de indivíduos ou espécies de médio-grande porte.
22-32	Pobre	Comunidade dominada por espécies oportunistas e tolerantes; poucos carnívoros e presença de indivíduos com doenças.
<22	Muito pobre	Poucos peixes presentes, pertencentes a espécies de ampla tolerância; híbridos comuns; elevada incidência de anomalias, parasitas e número de peixes com nadadeiras danificadas.

4.3 IAPR em Número (IAPR_N)

4.3.1 Pontuação das métricas

A distribuição dos valores da amostra total para cada métrica é representada pelos box-whisker plot nas Figuras 2-13. Para a métrica “Número total de espécies” (Figura 2), o número esperado de espécies foi estimado separadamente com o método Jackknife para a zona fluvial, de transição e lântica. O resultado obtido indicou respectivamente um número de 41 espécies para a zona fluvial (Rios Tietê e Piracicaba juntos), 34 para a zona de transição e 31 espécies para a zona lântica. Os valores observados foram 27 (FL) e 26 (TR e LE) respectivamente.

A distribuição dos valores da métrica “Número de espécies de Siluriformes” (Figura 3) varia entre 1 e 5 com mediana de 3. No caso da métrica “Número de espécies de Cichlidae” (Figura 4) a distribuição varia entre 1 e 4 com mediana de 2. O intervalo de variação do “Número de espécies introduzidas” (Figura 5) é 5 com mediana de 2. A distribuição dos valores da métrica “% (em número) de dominância” (Figura 6) mostra um intervalo de variação amplo (14,65) com mediana de 3,8. A maioria dos valores é, todavia, abaixo de 4,9 (=75% da distribuição). No caso da métrica “Número de indivíduos” (Figura 7) o intervalo de variação é de 629 e a mediana de 220,5. O intervalo de variação dos valores da métrica “% (em número) de indivíduos de tamanho maior de 30 cm” (Figura 8) é 50 com mediana de 2,85. O 75% dos valores, todavia, é menor que 12,3 indicando que as estações com elevado valor da métrica são poucas. A mesma observação vale para a “% (em número) de herbívoros e planctívoros” (Figura 9), visto que o intervalo de variação é de 36,68 com mediana de 0,5; neste caso 75% da distribuição dos valores é 1,52 mostrando que a maioria das estações apresentam baixa contribuição da categoria a estrutura trófica da comunidade. A contribuição das categorias “% (em número) de carnívoros” (Figura 10) e “% (em número) de onívoros” (Figura 11) é maior sendo, respectivamente, o intervalo de variação de 29,4 com mediana de 6,9 e 86,6 com mediana de 28,2. No caso da métrica “% (em número) de insetívoros e invertívoros” (Figura 12), o intervalo de variação é 50 e a mediana 10. O 75% da distribuição, todavia, é 16,5. A métrica “% (em número) de anomalias” (Figura 13) varia entre 0 e 27 com mediana de 4,7, indicando no complexo baixa incidência da métrica nas comunidades amostradas.

Sucessivamente, para cada métrica, foram individualizados o 95º e o 5º percentis da distribuição respectivamente para as métricas em que altos valores indicam alta qualidade e para aqueles em que baixos valores indicam alta qualidade. Em seguida a distribuição abaixo do 95º percentil ou acima do 5º percentil foi trisectada individualizando o 63º e 32º percentis e a pontuação de 1, 3, e 5 foi atribuída para indicar situações ruim, intermédias e boas.

Os gráficos das Figuras 14-26 mostram a atribuição das pontuações para cada métrica considerada. No caso da Figura 14 as pontuações são mostradas separadamente para as três zonas; as estações de centro receberam, em todos os casos, a menor pontuação. Somente as estações: FL-L-PI-05 (Cond. Três Rios), FL-D-PI-06 (rio Turvo), FL-D-TI-06 (rio Capivara), TR-D-BB-06 (rio Araquá) e LE-L-BB-04 (Lateral usina) tiveram pontuação 5. No caso da métrica Número de espécies de Siluriformes (Figura 15) as estações FL-D-PI-06 (rio Turvo), FL-D-TI-06 (rio Capivara) e TR-D-BB-06 (rio Araquá) receberam pontuação 5, sendo o valor da métrica maior de 4. Na métrica “Número de espécies de Cichlidae” (Figura 16), as estações com valores maior de 3, receberam o valor máximo das pontuações. O maior número de espécies introduzidas (Figura 17) se localiza nas desembocaduras e precisamente nas estações FL-D-PI-06 (rio Turvo), TR-D-BB-06 (rio Araquá) e LE-D-BB-06 (rio Araquazinho) que receberam a pontuação mínima (1). No caso da “% (em número) de dominância” (Figura 18), as estações em condições melhores são aquelas com valores abaixo de 2,64 da métrica (pontuação 5). Na métrica “número de indivíduos” (Figura 19) as estações de centro, caracterizadas pela menor abundância numérica, receberam a pontuação mínima. As estações com valor elevado da métrica “% (em número) de indivíduos com comprimento maior de 30 cm” (Figura 20) foi somente a FL-C-TI-02 (P.te Jaú) que recebeu pontuação 5. No caso da “% (em número) de herbívoros e planctívoros” (Figura 21), as estações com valores maiores de 0,66 receberam pontuação 5. A pontuação de 5 foi aplicada as estações com valor acima de 9,8 para a métrica “% (em número) de carnívoros” (Figura 22). Para a “% (em número) de insetívoros e invertívoros” (Figura 23) a pontuação 5 foi atribuída a valores maiores de 14,1. Ao contrário, no caso da “% (em número) dos onívoros” (Figura 24), valores maiores de 50 receberam a pontuação mínima. As estações da métrica “% (em número) de anomalias” (Figura 25) receberam pontuação 5 somente quando o valor era menor de 1,2.

Tabela 6: Matriz de correlação de Pearson entre as métricas candidatas para o IAPR em número. As métricas sublinhadas ($r \geq 0,90$) foram excluídas.

	N. esp.Tot.	N. esp. Introduzidas	N. esp. Characiformes	N. esp. Siluriformes	N. esp. Cichlidae	N. esp. Tolerantes	%N Dom.	N_Indiv.	N. esp.90% ind.	%_N Ind.>30cm	%N Herb. +Planc.	%N Carniv.	%N Oniv.	%N Ins./inv.	%N Anomalie	N.esp.Res. alta-migr.
N. esp.Tot.	1															
N. esp. Introduzidas	0,77	1														
N. esp. Characiformes	<u>0,99</u>	0,72	1													
N. esp. Siluriformes	0,86	0,67	0,81	1												
N. esp. Cichlidae	0,87	0,75	0,82	0,64	1											
N. esp. Tolerantes	<u>0,92</u>	0,79	0,86	0,84	<u>0,91</u>	1										
% N Dom.	-0,35	-0,23	-0,36	-0,26	-0,36	-0,28	1									
N_Indiv.	0,81	0,66	0,81	0,68	0,67	0,76	-0,20	1								
N. esp.90% ind.	<u>0,92</u>	0,71	0,89	0,84	0,81	0,89	-0,38	0,58	1							
%N_Ind.>30cm	-0,63	-0,57	-0,65	-0,4	-0,56	-0,51	0,15	-0,55	-0,55	1						
%N Herb. +Planc.	0,35	0,22	0,38	0,43	0,14	0,30	-0,09	0,41	0,25	-0,23	1					
%N Carniv.	0,15	0,35	0,08	0,19	0,27	0,28	0,06	-0,05	0,29	0,00	-0,05	1				
%N Oniv.	-0,34	-0,29	-0,39	-0,22	-0,21	-0,17	0,59	-0,45	-0,23	0,44	-0,16	0,34	1			
%N Ins./inv.	0,03	0,15	0,08	-0,14	0,02	-0,12	-0,38	0,06	0,03	-0,38	-0,11	-0,27	-0,66	1		
%N Anomalie	0,46	0,33	0,49	0,25	0,39	0,37	-0,27	0,18	0,55	-0,26	-0,12	0,09	-0,30	0,48	1	
N. esp. Res. alta-migr.	<u>0,90</u>	0,73	0,88	0,78	0,84	0,82	-0,37	0,75	0,80	-0,52	0,29	0,11	-0,31	0,08	0,37	1

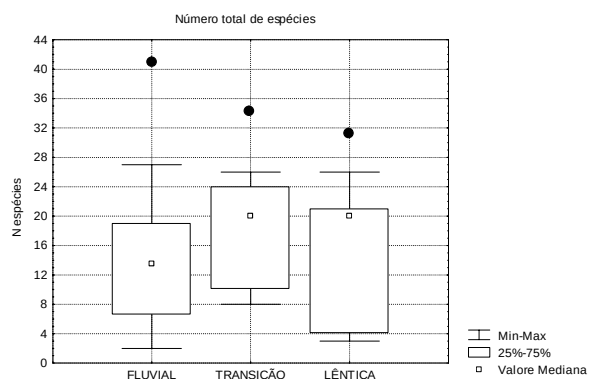


Figura 2: Distribuição dos valores da métrica Número total de espécies, para tipo de zona (●= Número de espécies estimado com o método Jackknife).

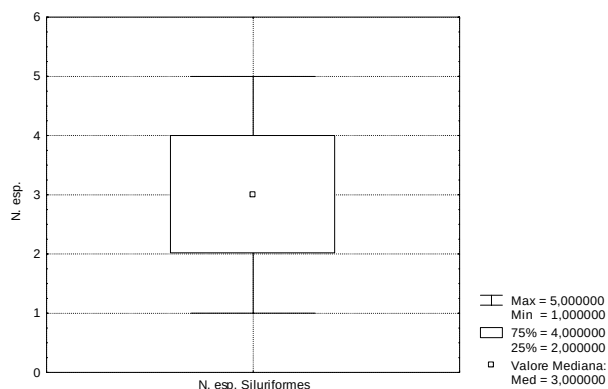


Figura 3: Distribuição dos valores da métrica Número de espécies de Siluriformes.

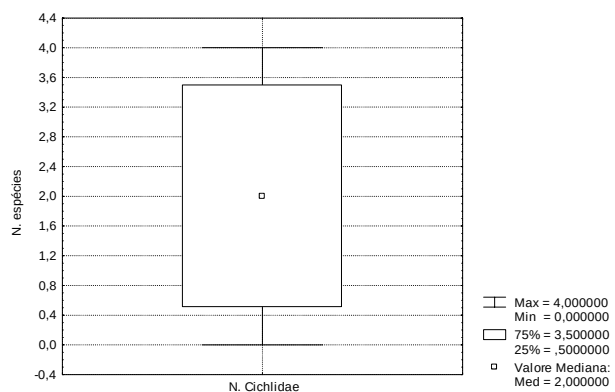


Figura 4: Distribuição dos valores da métrica Número de Cichlidae.

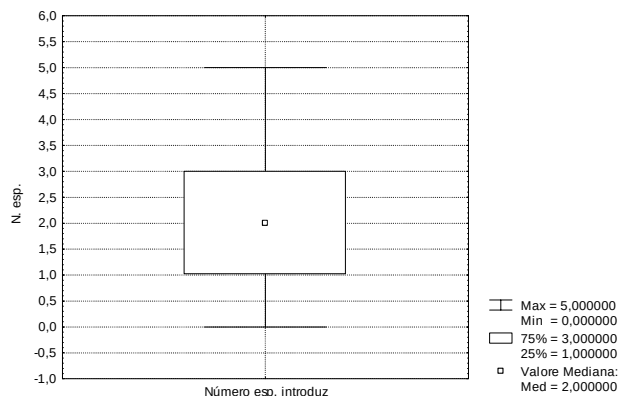


Figura 5: Distribuição dos valores da métrica Número de espécies introduzidas.

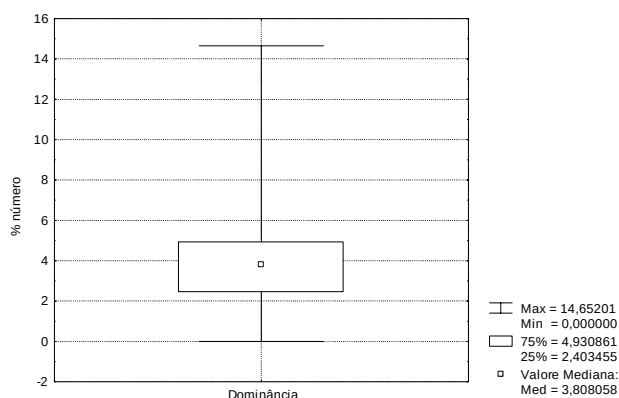


Figura 6: Distribuição dos valores da métrica: % (em número) de dominância.

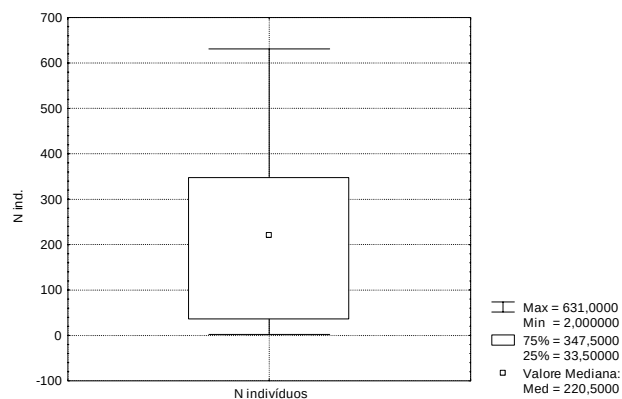


Figura 7: Distribuição dos valores da métrica Número de indivíduos.

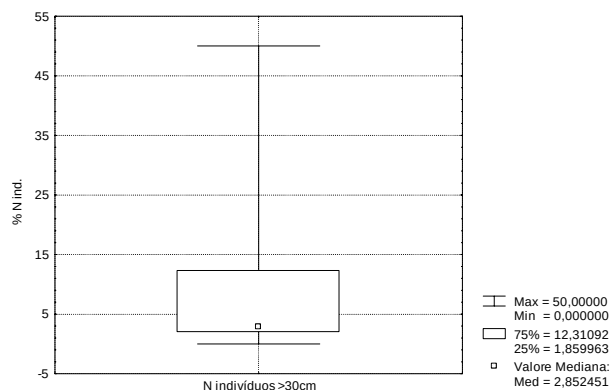


Figura 8: Distribuição dos valores da métrica: % (em número) de indivíduos de tamanho maior de 30 cm.

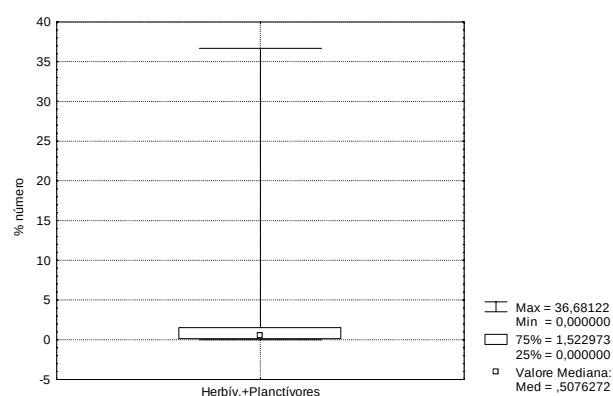


Figura 9: Distribuição dos valores da métrica % (em número) de Herbívoros+Planctívoros

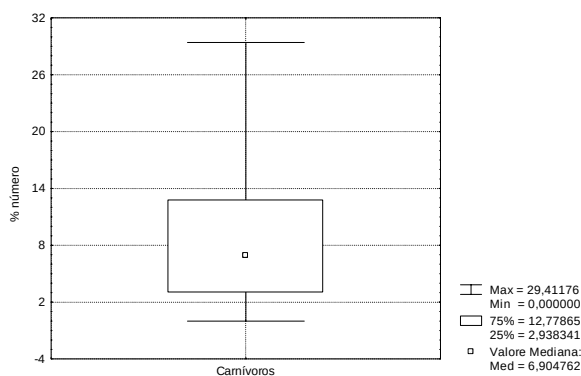


Figura 10: Distribuição dos valores da métrica: % (em número) de carnívoros.

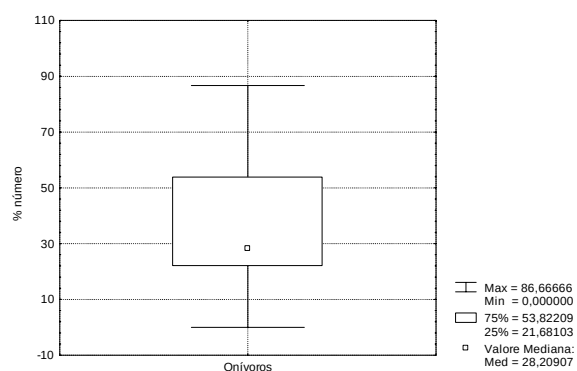


Figura 11: Distribuição dos valores da métrica: % (em número) de onívoros.

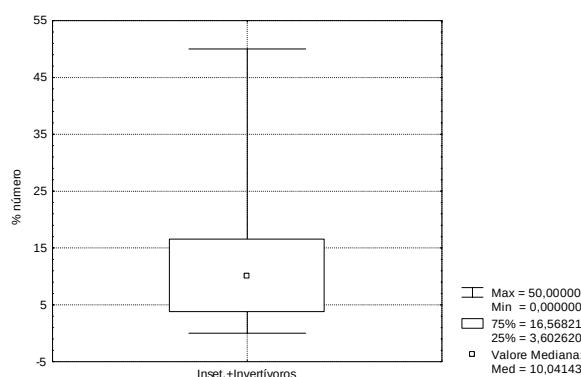


Figura 12: Distribuição dos valores da métrica: % (em número) de insetívoros+invertívoros.

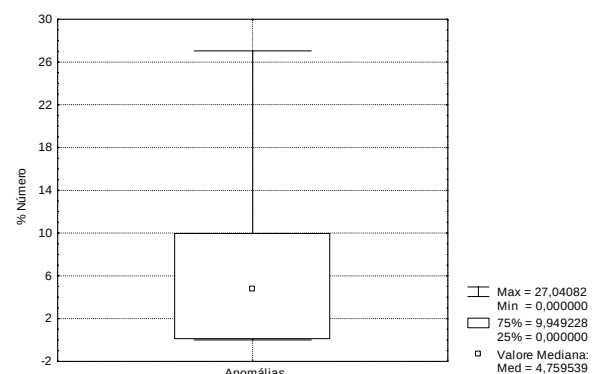
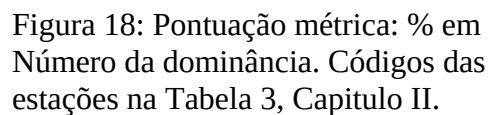
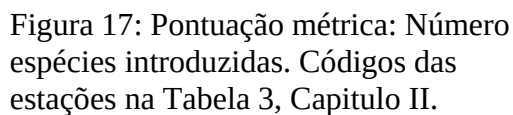
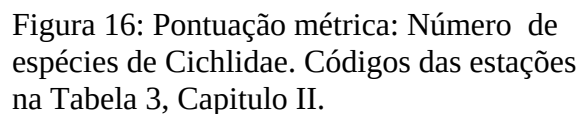
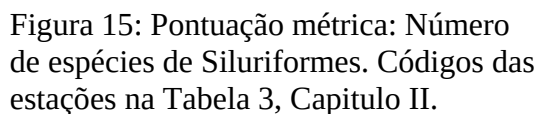
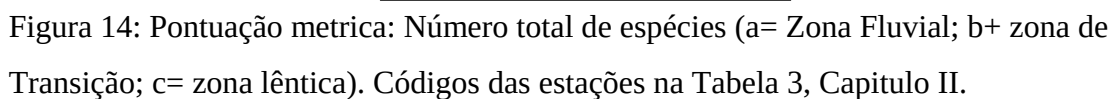


Figura 13: Distribuição dos valores da métrica: % (em número) de anomalias.



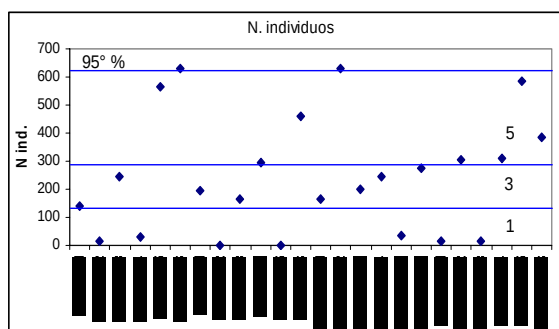


Figura 19: Pontuação métrica: Número de indivíduos. Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

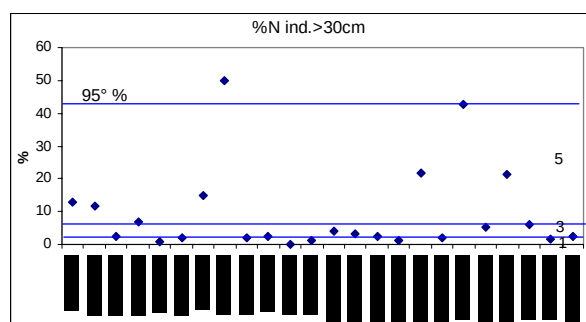


Figura 20: Pontuação métrica: % em Número de indivíduos com comprimento >30 cm. Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

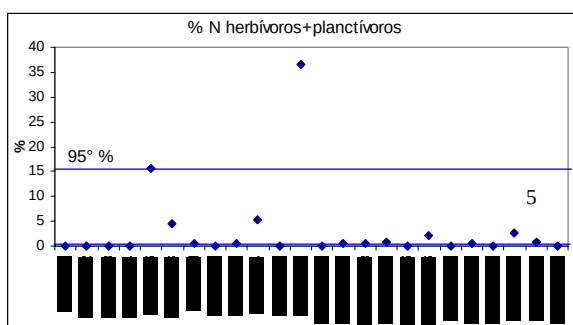


Figura 21: Pontuação métrica: % em Número de Herbívoros + Planctívoros. Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

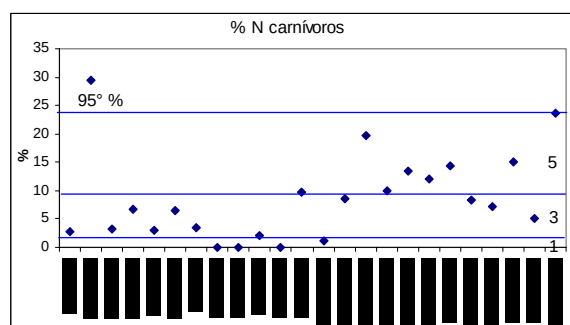


Figura 22: Pontuação métrica: % em Número de carnívoros. Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

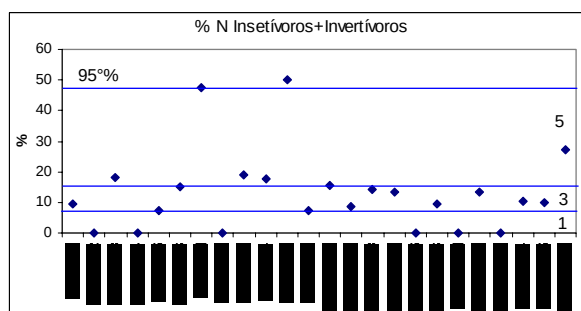


Figura 23: Pontuação métrica: % em Número de insetívoros + invertívoros. Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

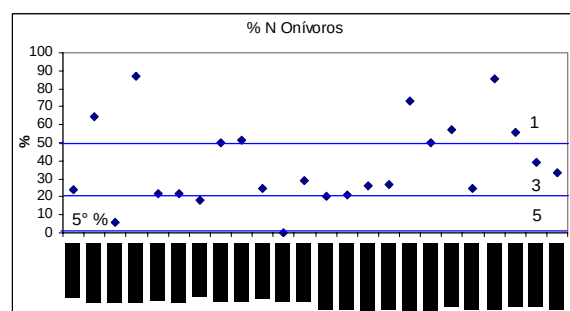


Figura 24: Pontuação métrica: % em Número de onívoros. Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

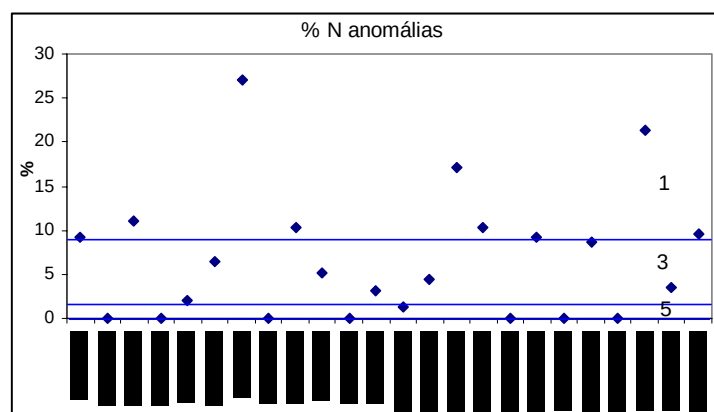


Figura 25: Pontuação métrica: % em Número de anomalias. Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

Na Tabela 7 são mostrados os valores para atribuição da pontuação para as 12 métricas; para a métrica “Número de espécies totais” os valores são diferenciados para as três tipologias de zonas presentes na represa de Barra Bonita (fluvial, transição e lântica).

Tabela 7: Pontuações das métricas para o calculo do Índice IAPR em número (1=ruim; 3= intermédia; 5= boa). A métrica “N. de espécies totais” varia por zona da represa (FL=fluvial; TR= transição; LE=Lântico).

	1	3	5
N. de espécies totais (varia por setor da represa):			
FL	<11	11-16	>16
TR	<19	19-24	>24
LE	<19	19-21	>21
N. espécies Siluriformes	≤ 2	3-4	>4
N. espécies Cichlidae	≤ 1	2-3	>3
N. espécies introduzidas	≥ 3	3-2	<2
N. indivíduos	≤ 140	140-296	>296
% Dominância	≥ 4,52	4,52-2,64	<2,64
% Ind. >30 cm	≤ 2,19	2,19-6,13	>6,13
% Onívoros	≥ 50	50-23,57	<23,57
% Carnívoros	≤ 3,26	3,26-9,82	>9,82
% insetívoros+invertívoros	≤ 7,28	7,28-14,14	>14,14
% herbívoros+plactívóros	0	0,1-0,66	>0,66
% Anomalias	≥ 9,12	9,12-1,19	<1,19

A soma das pontuações das 12 métricas que formam o Índice IAPR em número mostra que os valores variam entre um mínimo de 26 e um máximo de 44. A Figura 26 mostra o valor do índice IAPR em número com as relativas classes de integridade em

ordem crescente. Dela é possível verificar que nenhum ponto apresenta condições excelentes ou muito pobres. A maioria das estações é colocada na classe razoável e pobre. A categoria pobre compreende todas as estações dos ambientes de centro e as de desembocadura FL-D-TI-03 (Córrego Sete Garantã) e FL-D-PI-03 (Córrego Bonito) e a lateral FL-L-TI-01 (Anhembi) do rio Tietê. A classe boa caracteriza somente a estação FL-D-PI-06 (Rio Turvo).

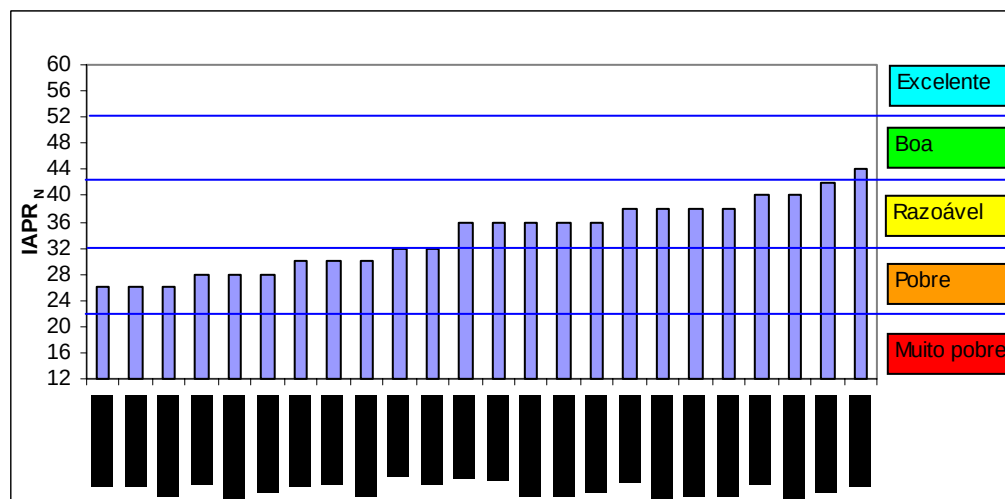


Figura 26: Distribuição das pontuações do índice $IAPR_N$. Os códigos das estações estão na Tabela 3, capítulo II.

A distribuição dos valores do $IAPR_N$ é similar nas zonas (Figuras 27) Somente a zona fluvial do Tietê apresenta valores levemente inferiores em comparação aos outros (mediana=32). Uma situação diferente é mostrada no caso dos ambientes (Figura 28), sendo os de centro caracterizados pelos menores valores do índice.

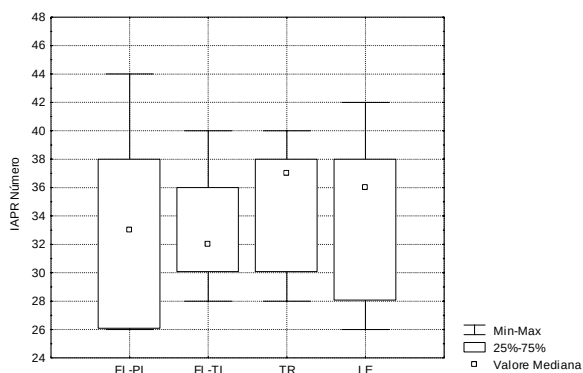


Figura 27: Distribuição dos valores do $IAPR_N$ por zona (FL-Pi=Fluvial Piracicaba; FL-TI= Fluvial Tietê; TR= Transição; LE= Lêntica).

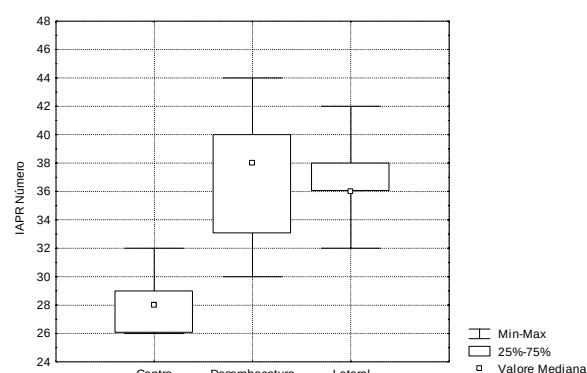


Figura 28: Distribuição dos valores do $IAPR_N$ por ambiente

ANOVA

A variabilidade temporal e espacial do $IAPR_N$ foi avaliada com a análise da variância (three-way).

O resultado é mostrado na Tabela 8 e detecta diferenças estatisticamente significativas somente entre ambientes. A análise foi, portanto, repetida descartando sucessivamente cada fonte de variação a partir daquela com o maior valor de probabilidade até chegar ao modelo mínimo de Tabela 9.

Tabela 8: Análise de variância do índice $IAPR_N$ por época, zona e ambiente.

VAR. DEP.: $IAPR_N$ N= 46 R múltiplo= 0.775 $R^2= 0.600$					
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	p
ÉPOCA	33,923	1	33,923	1,785	0,195
ZONA	54,911	3	18,304	0,963	0,428
AMBIENTE	312,018	2	156,009	8,211	0,002
ÉPOCA*ZONA	18,200	3	6,067	0,319	0,811
ÉPOCA*AMBIENTE	16,875	2	8,438	0,444	0,647
ZONA*AMBIENTE	42,606	6	7,101	0,374	0,888
ÉPOCA*ZONA*AMBIENTE	77,125	6	12,854	0,677	0,670
ERRO	418,000	22	19,000		

Tabela 9: Análise de variância do $IAPR_N$ por ambiente.

VAR. DEP.: $IAPR_N$ N= 46 R múltiplo= 0.598 $R^2= 0.358$					
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	p
AMBIENTE	373,840	2	186,920	11,970	0,000
ERRO	671,464	43	15,615		

Validação da ANOVA

A validade do modelo da Tabela 8, foi examinada através da análise dos resíduos. A Figura 29 mostra a distribuição dos resíduos vezes os valores estimados. Não há evidência de não linearidade e de tendências que indicam heterogeneidade de variâncias que foi testada pelo teste de Bartlett: $X^2=3,083$ que comparado com o esperado $\chi^2_{0,05;2}= 5,991$ nos permite concluir que as variâncias são homogêneas.

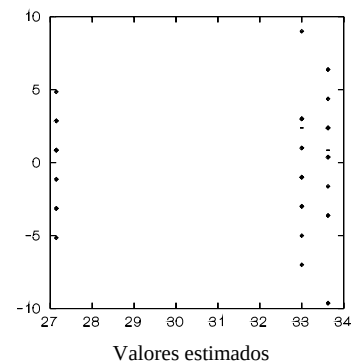


Figura 29 Distribuição dos resíduos.

Para se avaliar a normalidade dos resíduos foram calculados:

$$g_1 = -0,384 \quad \text{e} \quad g_2 = 0,390$$

Visto que:

$$\gamma_{1(0,05;46)} = 0,695 \quad \text{e} \quad \gamma_{2(0,05;46)} = 1,711$$

pode-se concluir que a distribuição dos resíduos segue a distribuição normal mostrada na Figura 30.

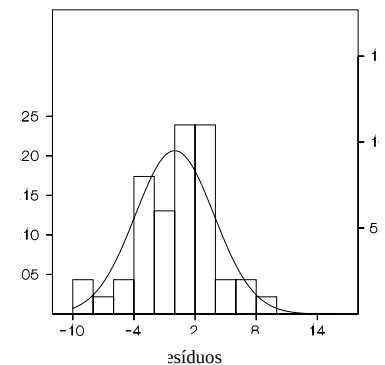


Figura 30: Histograma de frequência dos resíduos.

Teste HSD de Tukey

O teste de comparação múltipla das médias HSD de Tukey foi usado com o objetivo de detectar qual ambiente seria diferente dos outros em relação ao índice IAPR_N.

O resultado do teste é apresentado na Tabela 10 e mostra que o ambiente de centro se diferencia dos outros ($p < 0,01$).

Tabela 10: Probabilidade do teste HSD de Tukey para detectar diferenças no índice IAPR entre os ambientes (C=Centro; D=Desembocaduras e L=Lateral).

	C	D	L
C	1,000		
D	0,000	1,000	
L	0,001	0,896	1,000

4.4 IAPR em peso (IAPR_p)

4.4.1 Pontuação das métricas

No caso do IAPR em peso, as métricas de “número de indivíduos” e todas as de % em número, com a exceção da % de dominância, foram substituídas respectivamente pelo “peso dos indivíduos” e % em peso. Também para a nova lista de métricas foi calculada a matriz de correlação de Pearson para excluir problemas de redundância entre as métricas (Tabela 11). A ausência de valores do coeficiente de correlação $\geq 0,90$, faz com que todas as métricas sejam mantidas.

Tabela 11: Matriz de correlação de Pearson entre as métricas candidatas para o IAPR em peso.

	N. esp. Tot.	N_esp. Siluriformes	N_esp Cichlidae	N_esp. Introduzidas	% N Dom.	P Indiv.	%P_Ind .>30cm	%P Herb +Planc.	%P Carniv.	%P Oniv.	%P Ins./inv.	%P Anomalie
N. esp.Tot.	1											
Nesp.Siluriformes	0,86	1										
N_esp.Cichlidae	0,87	0,64	1									
N_esp. Introduzidas	0,77	0,67	0,75	1								
% N Dom.	-0,35	-0,26	-0,36	-0,23	1							
P Indiv.	0,79	0,71	0,64	0,66	-0,73	1						
%P_Ind.>30cm	-0,55	-0,34	-0,51	-0,53	0,56	-0,42	1					
%P Herb.+Planc.	0,37	0,45	0,15	0,25	-0,30	0,20	-0,26	1				
%P Carniv.	0,71	0,68	0,53	0,58	-0,64	0,63	-0,35	0,23	1			
%P Oniv.	-0,46	-0,23	-0,33	-0,40	0,64	-0,52	0,59	-0,21	-0,32	1		
%P Ins./inv.	0,32	0,14	0,25	0,38	-0,48	0,40	-0,45	0,05	0,25	-0,80	1	
%P Anomalie	0,66	0,50	0,50	0,51	-0,71	0,60	-0,29	-0,05	0,66	-0,60	0,69	1

Nas Figuras 31-37 são mostradas as distribuições das sete métricas relativas ao peso, sendo aquelas de “número de espécies totais”, “número de espécies de Siluriformes”, “número de espécies de Cichlidae”, “número de espécies introduzidas” e “% de dominância” igual para as duas.

A distribuição da métrica “peso dos indivíduos” (Figura 31) varia entre 0,26 e 47,39 com mediana de 18,2. A métrica “% (em peso) dos indivíduos com tamanho maior de 30 cm” (Figura 32), tem intervalo de variação de 86 e mediana de 15,20. O intervalo de variação da métrica “% (em peso) de herbívoros e planctívoros” (Figura 33) é 10,72 com mediana de 0,06. A contribuição em peso desta métrica é baixa em todas as estações considerando que 75% da distribuição é 0,47. A contribuição da métrica “%

(em peso) de carnívoros” (Figura 34) é maior, sendo o intervalo de variação 37,81 e a mediana 12,79; 75% da distribuição é 18,49. No caso da “% (em peso) de onívoros” (Figura 35) o intervalo é de 96,32 e a mediana de 40,18; 75% da distribuição é 66,31. A métrica “% (em peso) de insetívoros e invertívoros” (Figura 36) apresenta intervalo de variação de 37,81 e mediana 12,79; 75% da distribuição é 18,49. No caso da métrica “% (em peso) de anomalias” (Figura 37) o intervalo de variação é 22,06 e a mediana 9,54; 75% da distribuição é 15,25.

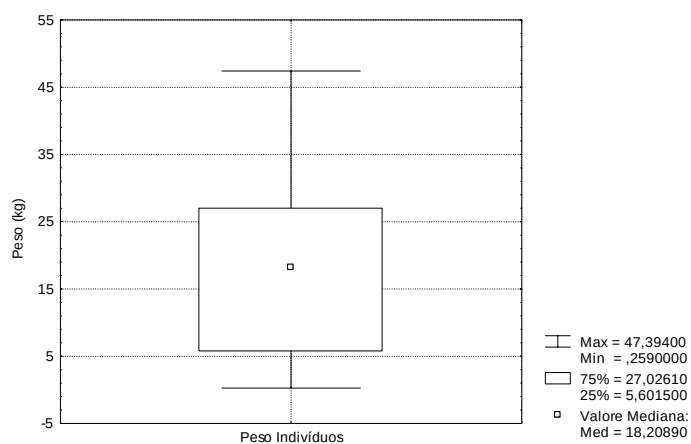


Figura 31: Distribuição dos valores da métrica peso dos indivíduos (kg).

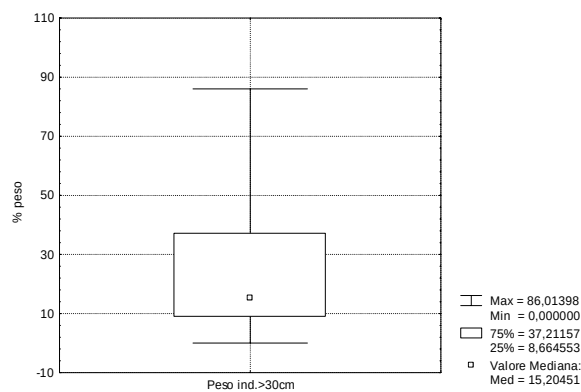


Figura 32: Distribuição dos valores da métrica % em peso de indivíduos >de 30 cm.

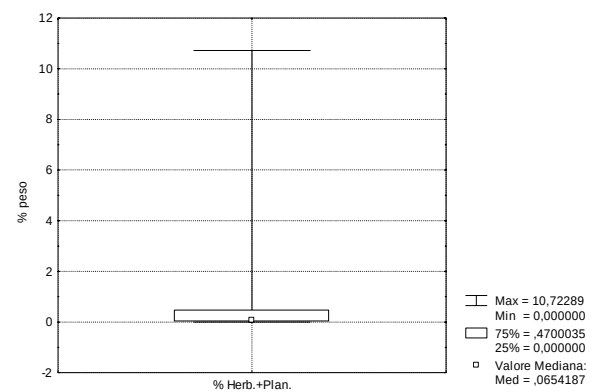


Figura 33: Distribuição dos valores da métrica % em peso de herbívoros+plancitvoros.

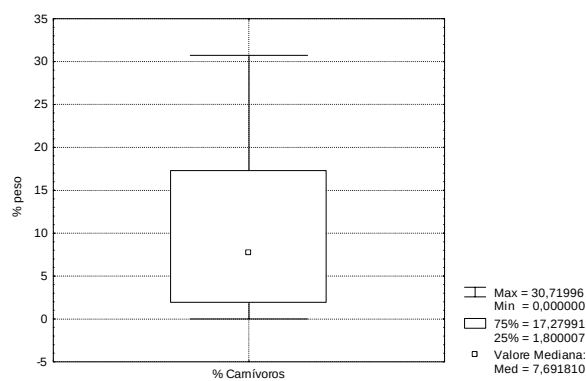


Figura 34: Distribuição dos valores da métrica % em peso de carnívoros.

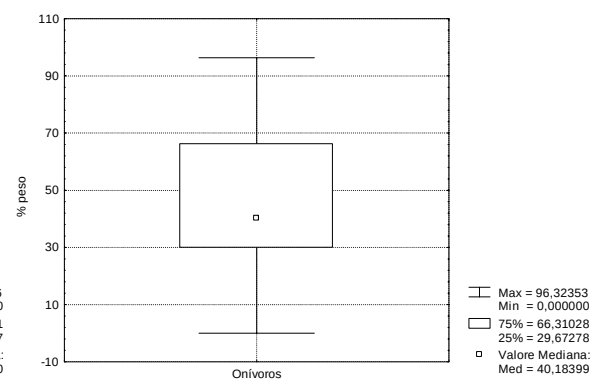


Figura 35: Distribuição dos valores da métrica % em peso de onívoros.

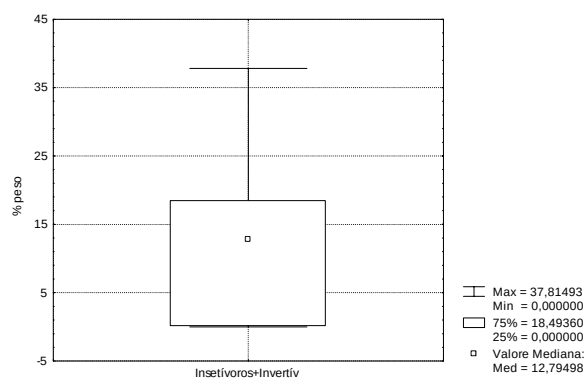


Figura 36: Distribuição dos valores da métrica % em peso de insetívoros+invertívoros.

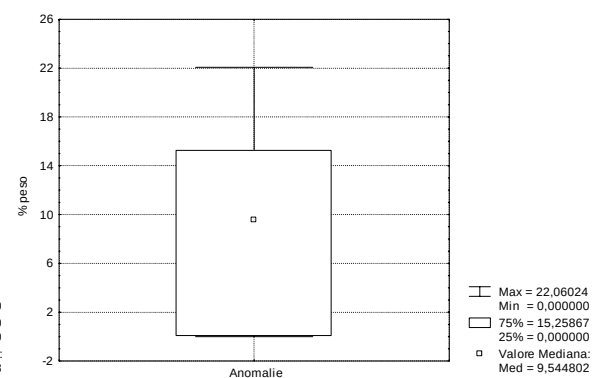


Figura 37: Distribuição dos valores da métrica % em peso de anomalias.

As pontuações das métricas são mostradas nas Tabelas 12 e representadas nas Figuras 38-45 para as métricas substituídas.

Tabela 12: Pontuações das métricas para o calculo do Índice IAPR em peso (1=ruim; 3= intermédia; 5= boa). A métrica “N. de espécies totais” varia por zona da represa (FL=fluvial; TR= transição; LE=Lêntico). (%N= % em número; %P= % em peso)

		1	3	5
N.espécies totais				
(varia por zona da represa):	FL	<11	12-16	>16
	TR	<19	20-24	>24
	LE	<19	20-21	>21
N esp. Siluriformes		≤ 2	3-4	>4
N esp. Cichlidae		≤ 1	2-3	>3
N espécies introduzidas		≥ 3	3-2	<2
Peso. indivíduos (kg)		≤ 10,87	10,87-24,49	>24,49
% N Dominância		≥ 4,52	4,52-2,64	<2,64
% P Ind. >30 cm		≤ 12,28	12,28-23,16	>23,16
% P Onívoros		≥ 47	47-30,37	<30,37
% P Carnívoros		≤ 2,56	2,56-11,87	>11,87
% P insetívoros+invertívoros		≤ 3,7	3,7-16,5	>16,5
% P herbívoros+planctívoros		0	0,01-0,14	>0,14
% P Anomalias		≥ 13,43	13,43-0,46	<0,46

Na métrica “peso dos indivíduos” (Figura 39) a pontuação máxima de 5 foi atribuída as estações com valores acima de 24,49. As estações da métrica “% (em peso) de indivíduos com comprimento maior de 30 cm” (Figura 40) tiveram pontuação de 5 por valores maiores de 23,16. No caso da “% (em peso) de herbívoros e planctívoros” (Figura 41), as estações com valores maiores de 0,14 receberam pontuação 5. A pontuação de 5 foi aplicada às estações com valor acima de 11,87 para a métrica “% (em peso) de carnívoros” (Figura 42). Ao contrário, no caso da “% (em peso) dos onívoros” (Figura 43), valores maiores de 47 receberam a pontuação mínima (1). Para a “% (em peso) de insetívoros e invertívoros” (Figura 44) a pontuação 5 foi atribuída a valores maiores de 16,5. As estações da métrica “% (em peso) de anomalias” (Figura 45) receberam pontuação 5 somente quando o valor era menor de 0,46.

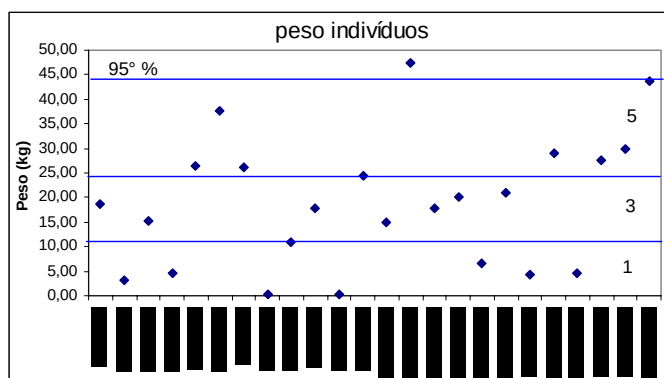


Figura 39: Pontuação métrica: peso dos indivíduos (kg). Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

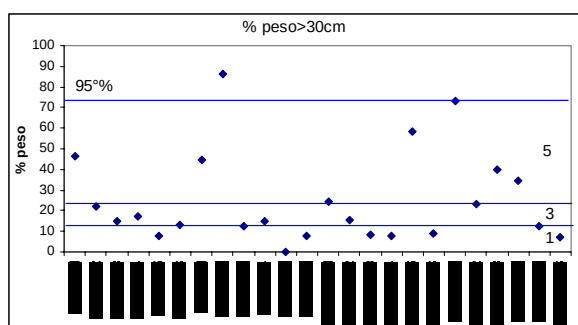


Figura 40: Pontuação métrica: % em peso dos indivíduos de comprimento >30cm. Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

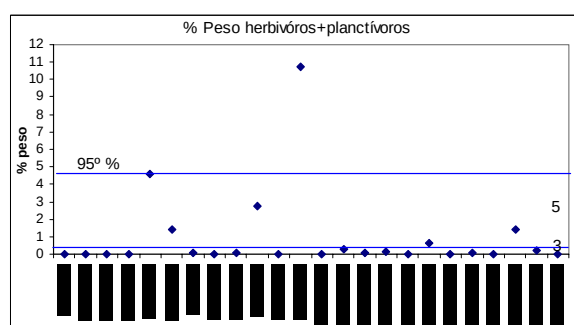


Figura 41: Pontuação métrica: % em peso de herbívoros +planctívoros. Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

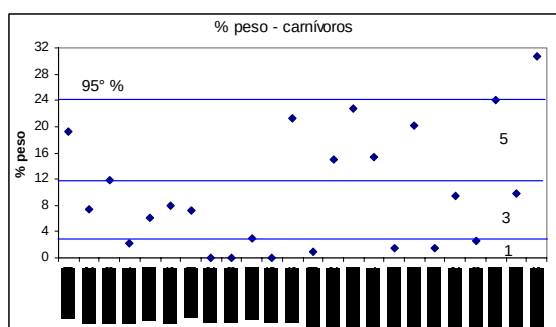


Figura 42: Pontuação métrica: % em peso dos carnívoros. Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

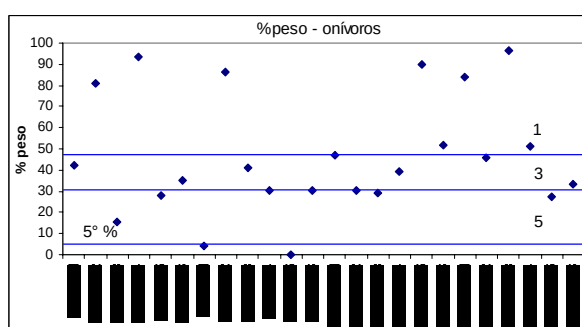


Figura 43: Pontuação métrica: % em peso dos onívoros. Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

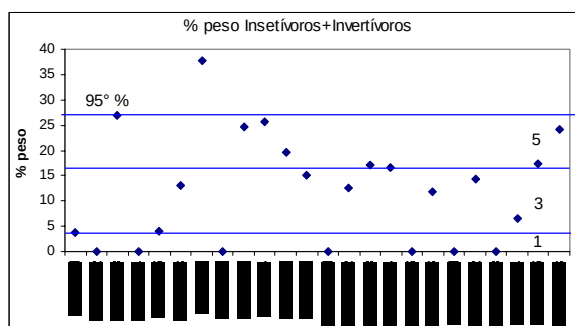


Figura 44: Pontuação métrica: % em peso dos insetívoros+invertívoros. Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

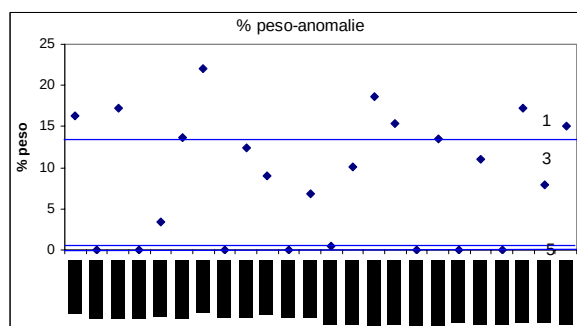


Figura 45: Pontuação métrica: % em peso das anomalias. Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

A soma das pontuações das 12 métricas que formam o Índice IAPR em peso mostra que os valores variam entre um mínimo de 22 e um máximo de 44. Da Figura 46, que mostra o valor do índice IAPR_p com as relativas classes de integridade em ordem crescente, é possível verificar que dois pontos estão no limite superior da categoria muito pobre. Trata-se das estações FL-C-PI-02 (P.te S. Maria) e FL-C-PI-04 (Pedra preta) ambas do braço do rio Piracicaba. A categoria pobre compreende as demais estações dos ambientes de centro e a do rio Piracicaba FL-D-PI-03 (Córrego Bonito). As estações FL-D-TI-06 (rio Capivara) e LE-L-BB-04 (lateral usina), ao contrário, apresentam as melhores condições de integridade. A estação FL-D-PI-06 (rio Turvo) é al limite entre as categorias razoável e boa. As demais estações pertencem a categoria de integridade razoável. Nenhuma mostra condições excelentes.

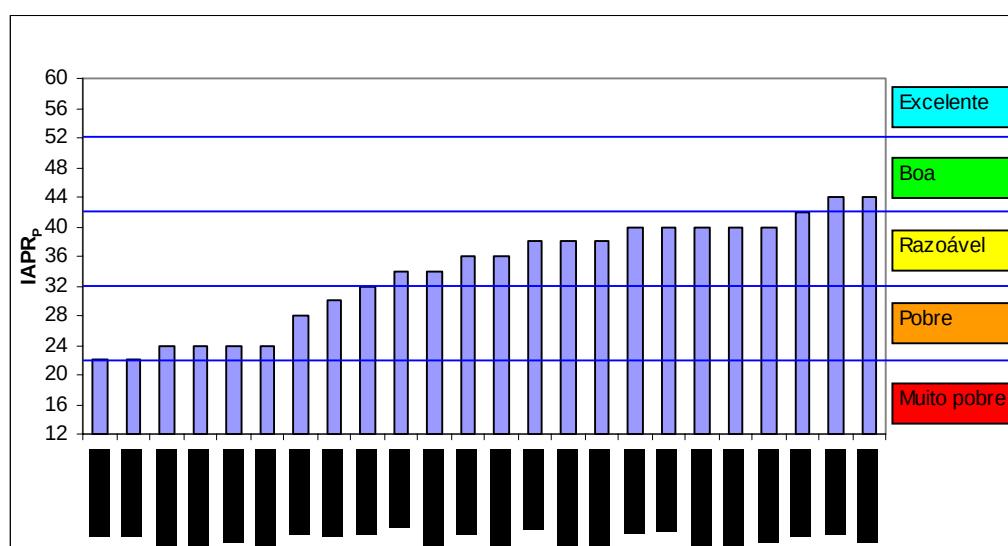


Figura 46: Distribuição das pontuações do índice IAPR_p. Os códigos das estações estão na Tabela 3, Capítulo II.

Nas Figuras 47 e 48 é representada a distribuição dos valores do IAPR_p por zona e ambiente. No primeiro caso a distribuição é semelhante, ao contrário no caso dos ambientes, observa-se uma forte diferença sendo os de centro caracterizados pelos menores valores de integridade.

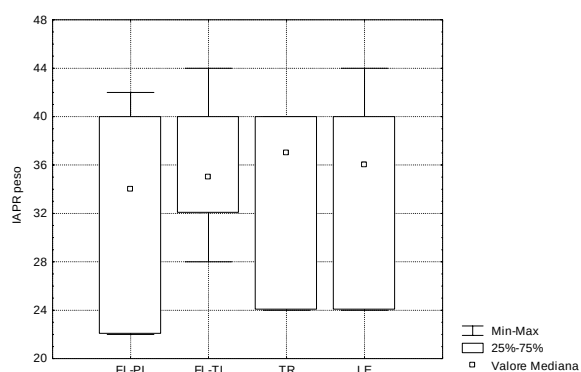


Figura 47: Distribuição dos valores do IAPR_p por zona (FL-Pi=Fluvial Piracicaba; FL-Ti=Fluvial Tietê; TR= Trancição; LE= Lênica).

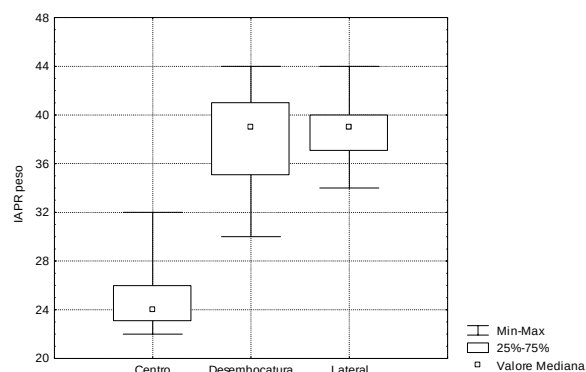


Figura 48: Distribuição dos valores do IAPR_p por ambiente

A comparação entre IAPR_N e IAPR_p (Figura 49) mostra elevada concordância, sendo o coeficiente de correlação $r=0,92^{**}$. As diferenças observadas mostram que o IAPR_N tende a sobreestimar as estações pobres de indivíduos como as de centro, ao contrário o IAPR_p mostra valores levemente superiores nas estações dos ambientes de desembocadura e lateral onde as capturas foram maiores.

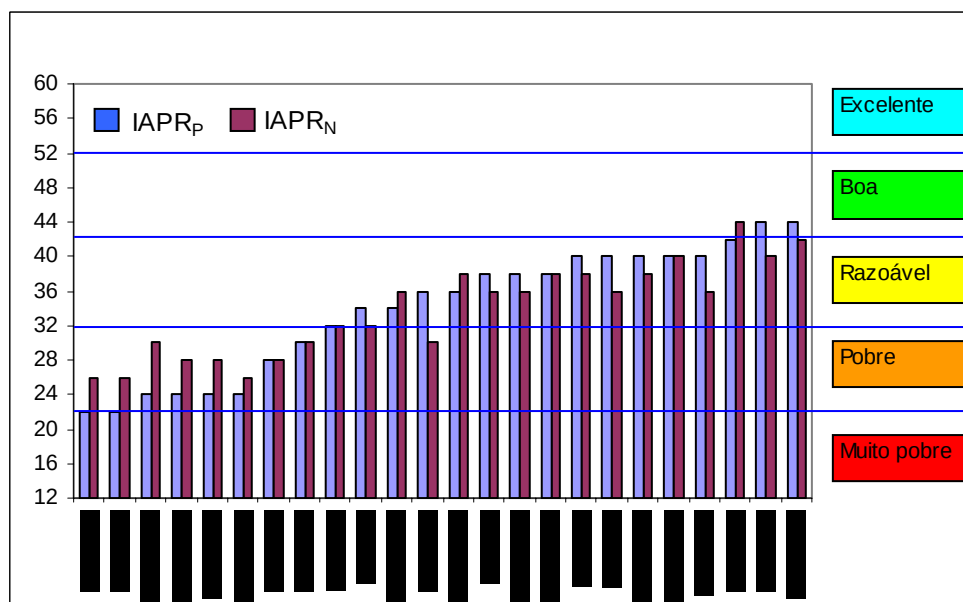


Figura 49: Distribuições das pontuações dos índices IAPR_N e IAPR_p. Os códigos das estações estão na Tabela 3, Capítulo II.

Em geral, as discordâncias observadas entre os dois índices não são relevantes, visto que a classe de integridade da estação não muda com a exceção de quatro estações. No

caso das estações FL-D-TI-03 (Córrego Sete Garantã) e FL-D-TI-06 (rio Capivara), o IAPR_P apresenta valores maiores em comparação com o IAPR_N. Isto pode ser explicado considerando que as comunidades das duas estações apresentam alta percentual em peso de indivíduos de tamanho maior de 30 cm (pontuação da métrica: 5) e baixa percentual em peso de onívoros (pontuação da métrica: 5). Ao contrário, no caso das estações FL-D-PI-06 (rio Turvo) e LE-L-BB-04 (lateral usina) as diferenças entre os dois valores são pequenos, justificando a presença de uma classe de “transição” entre a razoável e a boa (range 40-44). Apesar desses casos, podemos concluir que a unidade de medida não influi no resultado da análise.

ANOVA

A variabilidade temporal e espacial do IAPR_P foi avaliada com a análise da variância (three-way). O resultado é mostrado na Tabela 13 e evidencia diferenças estatisticamente significativas somente entre ambientes como no caso do IAPR_N. A análise foi, portanto, repetida descontando sucessivamente cada uma das fontes de variação a partir daquela com o maior valor de probabilidade até chegar ao modelo mínimo de Tabela 14.

Tabela 13: Análise de variância do índice IAPR_P por época, zona e ambiente.

VAR. DEP.: IAPR _P N= 46 R múltiplo= 0.854 R ² = 0.730					
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	p
ÉPOCA	44,308	1	44,308	2,708	0,114
ZONA	59,244	3	19,748	1,207	0,331
AMBIENTE	585,643	2	292,821	17,895	0,000
ÉPOCA*ZONA	1,911	3	0,637	0,039	0,989
ÉPOCA*AMBIENTE	9,286	2	4,643	0,284	0,765
ZONA*AMBIENTE	90,759	6	15,127	0,924	0,497
ÉPOCA*ZONA*AMBIENTE	57,370	6	9,562	0,584	0,739
ERRO	360,000	22	16,364		

Tabela 14: Análise de variância do IAPR_P por ambiente.

VAR. DEP.: IAPR _P N= 46 R múltiplo= 0.736 R ² = 0.542					
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	p
AMBIENTE	722,003	2	361,002	25,397	0,000
ERRO	611,214	43	14,214		

Validação da ANOVA

A validade do modelo da Tabela 13, foi examinada através da análise dos resíduos. A Figura 50 mostra a dispersão dos resíduos versus os valores estimados. Não há evidência de não linearidade e de tendências que indicam heterogeneidade de variâncias, que foi testada pelo teste de Bartlett. O resultado do teste foi: $X^2=1,855$ que comparado com o esperado $\chi^2_{0,05;2}= 5,991$ permite concluir que as variâncias são homogêneas.

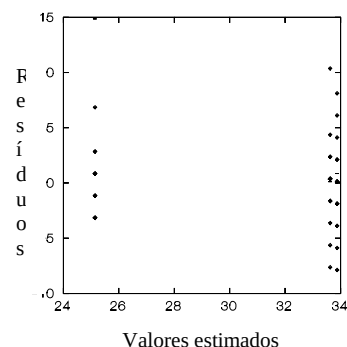


Figura 50: Distribuição dos resíduos.

Para se avaliar a normalidade dos resíduos foram calculados:

$$g_1 = 0,393 \text{ e } g_2 = 0,784$$

Visto que:

$$\gamma_{1(0,05;46)} = 0,695 \text{ e } \gamma_{2(0,05;46)} = 1,711$$

pode-se concluir que a distribuição dos resíduos segue a distribuição normal mostrada na Figura 51.

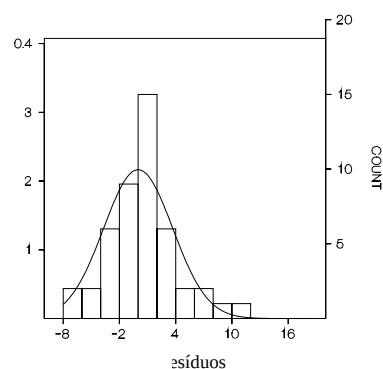


Figura 51: Histograma de frequência dos resíduos.

Teste HSD de Tukey

O teste de comparação múltipla das médias HSD de Tukey foi usado com o objetivo de detectar qual ambiente seria diferente dos outros em relação ao índice $IAPR_p$.

O resultado do teste é apresentado na Tabela 15 e mostra que o ambiente de centro se diferencia dos outros ($p < 0,01$).

Tabela 15: Probabilidade do teste HSD de Tukey para detectar diferenças no índice $IAPR_p$ entre os ambientes (C=Centro; D=Desembocaduras e L=Lateral).

	C	D	L
C	1,000		
D	0,000	1,000	
L	0,000	0,981	1,000

4.5 Validação dos IAPR

A fim de validar o resultado do índice IAPR (em número e peso), foi construído o índice de qualidade ambiental (IQA_I). Os escores atribuídos para cada variável foram: 1 para condição ruim; 3 para condição intermédia e 5 para condição boa.

A distribuição dos valores das métricas físicas e químicas do índice de qualidade ambiental é representada nas Figuras 52-57. A distribuição das variáveis ambientais: paisagem, tipo de fundo, macrófitas e mata, não foi representada em quanto categóricas.

A profundidade (Figura 52) varia entre 2,5 m e 30 m, com mediana de 5 m. A distribuição dos valores da temperatura da água (Figura 53) varia entre 18,8 °C e 28,6 °C; a mediana é 22,9 °C. O pH (Figura 54), varia entre 6,7 e 9; a mediana é 7,6. O intervalo de variação da transparência (Figura 55) é 1,5 m com mediana de 0,75 . A condutividade (Figura 56) varia entre 97 µS/cm e 447 µS/cm; a mediana é 188,5 µS/cm. A distribuição dos valores de oxigênio (Figura 57) varia entre 0,68 mg/l e 6,08 mg/l; a mediana é 3,11 mg/l.

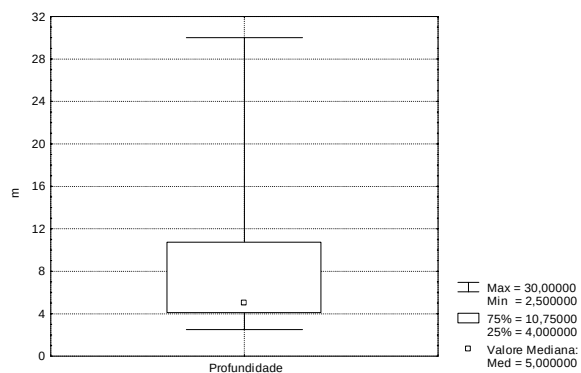


Figura 52: Distribuição dos valores de profundidade.

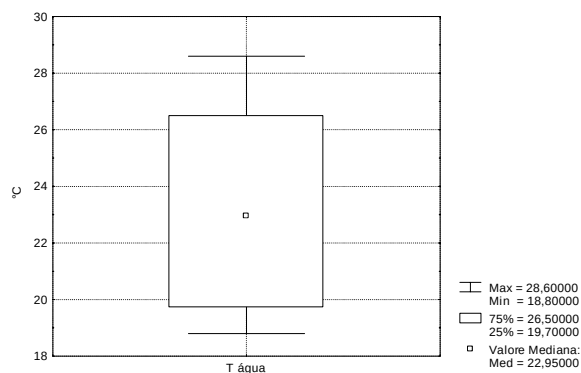


Figura 53: Distribuição dos valores de Temperatura da água.

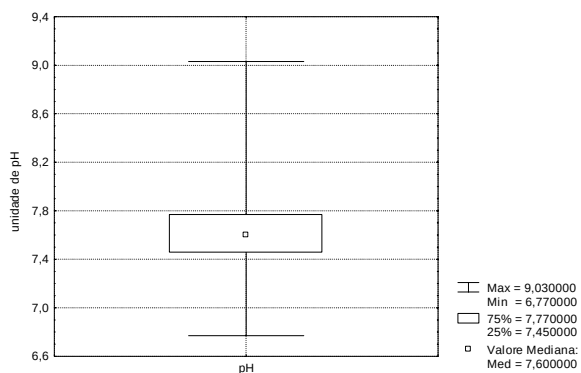


Figura 54: Distribuição dos valores de pH.

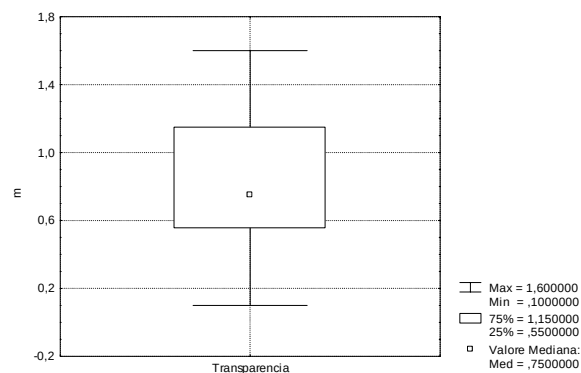


Figura 55: Distribuição dos valores de Transparência.

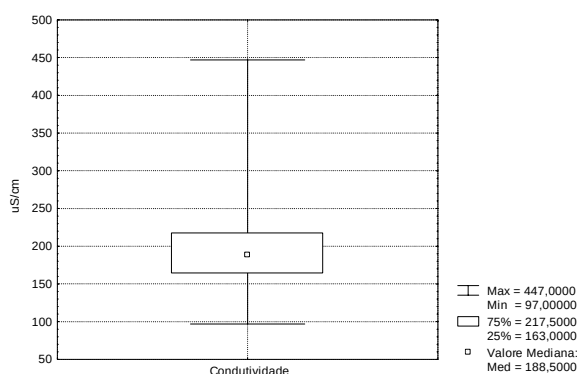


Figura 56: Distribuição dos valores de Condutividade.

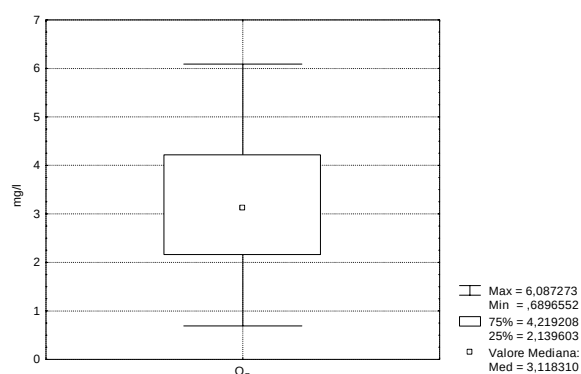


Figura 57: Distribuição dos valores de Oxigênio.

Os intervalos definidos para atribuição da pontuação estão na Tabela 16. Os gráficos das Figuras 58-67 mostram a distribuição dos valores para cada época amostrada e a atribuição das relativas pontuações. Os valores da profundidade (Figura 58) receberam pontuação de 5 quando menores de 5 m. No caso da temperatura da água (Figura 59), valores maiores de 28 tiveram a pontuação mínima (1). O pH (Figura 60) recebeu pontuação 5 para valores entre 6-8 unidades de pH, quando valores >9 unidade de pH são indicativos de condições ruins. No caso da transparência (Figura 61) valores >1,5 m tiveram pontuação 5, ao contrário valores <0,75 m tiveram pontuação 1.

A condutividade (Figura 62) recebeu pontuação 5 por valores menores de 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$. No caso do oxigênio (Figura 63) valores >5 mg/l receberam pontuação 5 e os <3 mg/l pontuação 1. Para as métricas ambientais: paisagem (Figura 64), tipo de fundo (Figura 65), macrófitas (Figura 66) e mata (Figura 67) a pontuação 5 foi atribuída a categoria IV característica de situações mais naturais; a pontuação 3 para a categoria III relativa a condições intermédias e a pontuação 1 as categorias I e II relativa a condições impactadas.

Tabela 16: Pontuações do Índice de Qualidade Ambiental (IQA_i) (1=ruim; 3=intermédia; 5=boa).

	1	3	5
Profundidade (m)	>10	6-10	<5
Temperatura água ($^{\circ}\text{C}$)	>28	28-23	<23
pH (unidade pH)	>9	8-9	6-8
Transparência (m)	<0,75	0,75-1,5	>1,5
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	>400	200-400	<200
Oxigênio dissolvido (mg/l)	<3	3-5	>5
Paisagem (categoria)	1-2	3	4
Tipo fundo (categoria)	1-2	3	4
Macrófitas (categoria)	1-2	3	4
Mata (categoria)	1-2	3	4

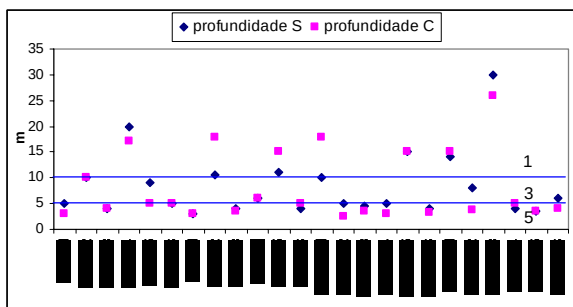


Figura 58: Pontuação métrica Profundidade (S=seca; C=chuvosa). Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

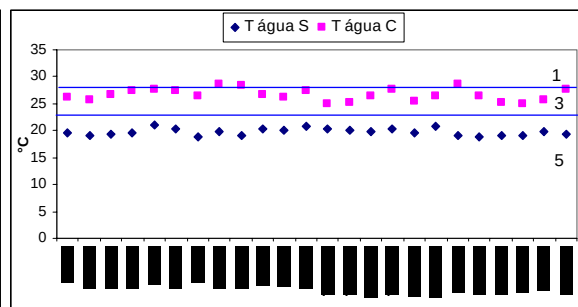


Figura 59: Pontuação métrica T. água. (S=seca; C=chuvosa). Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

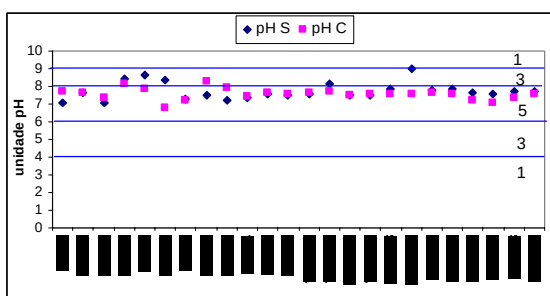


Figura 60: Pontuação métrica pH. (S=seca; C=chuvosa). Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

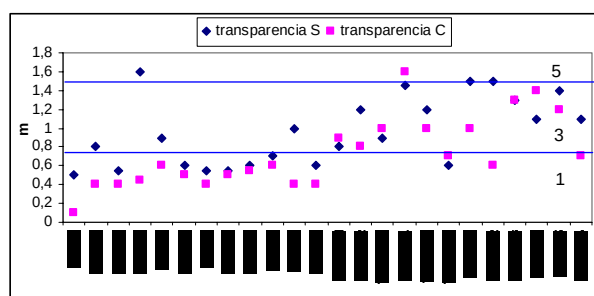


Figura 61: Pontuação métrica Transparência. (S=seca; C=chuvosa). Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

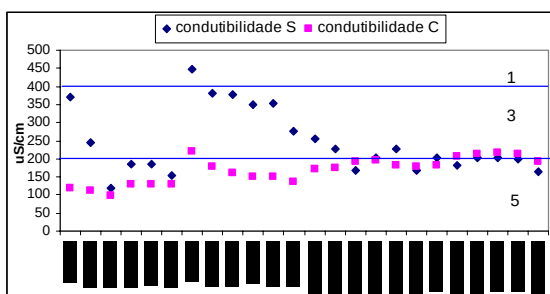


Figura 62: Pontuação métrica Condutividade. (S=seca; C=chuvosa). Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

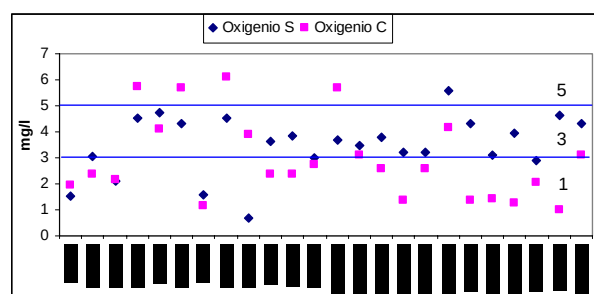


Figura 63: Pontuação métrica Oxigênio. (S=seca; C=chuvosa). Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

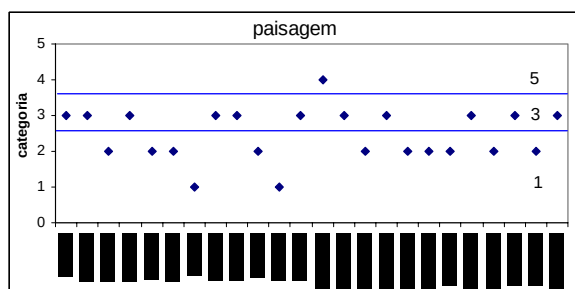


Figura 64: Pontuação métrica Paisagem.
Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

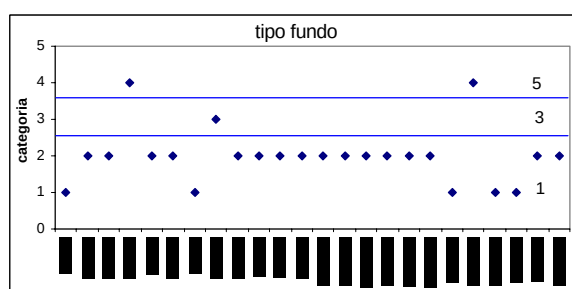


Figura 65: Pontuação métrica Tipo fundo.
Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

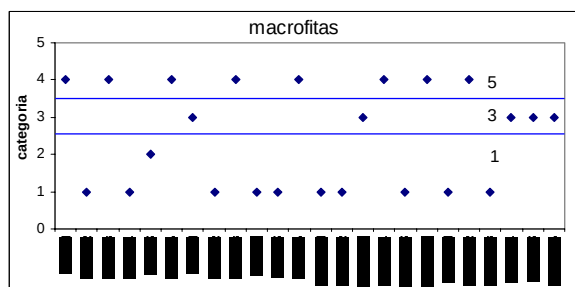


Figura 66: Pontuação métrica Macrófitas.
Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

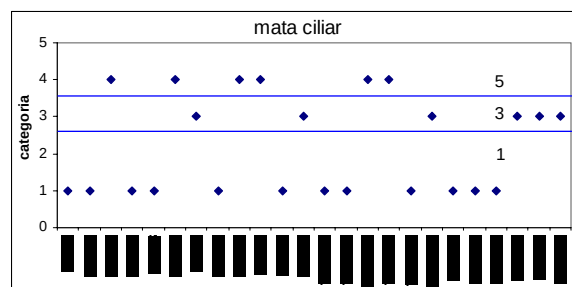


Figura 67: Pontuação métrica Mata ciliar.
Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II.

Os valores obtidos pelo índice de qualidade ambiental (IQA_I) variam entre 21 e 40 (Figura 68). Nenhuma estação pertence à classe péssima e os menores valores do índice são apresentados pelas estações do ambiente de centro. Apesar disso, somente as estações FL-C-TI-02 (P.te Jaú), FL-C-TI-05 (Barra Capivara), TR-C-BB-05 (Ilha Cerrito) e LE-C-BB-03 (perto barragem) estão na classe ruim nas duas épocas amostradas. A maioria das outras estações pertence à classe regular. Aquelas que apresentam as melhores condições nas duas épocas amostradas são: FL-D-PI-06 (rio Turvo) e TR-L-BB-04 (Faz. Água Vermelha).

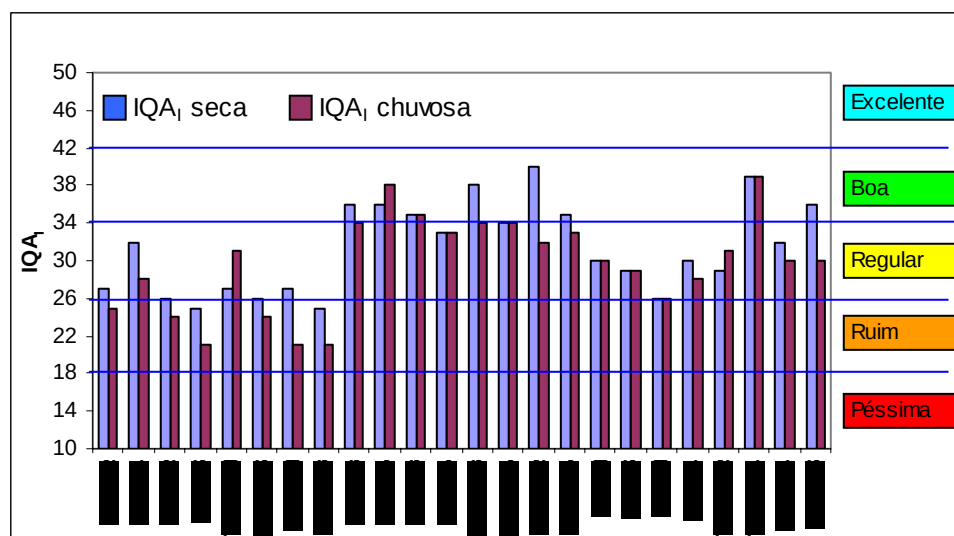


Figura 68: Distribuição dos valores do IQA_I por época de amostragem (seca e chuvosa). Os códigos das estações estão na Tabela 3, Capítulo II.

A comparação dos valores do índice entre zonas, mostrou que o Rio Tietê tem os menores valores do índice IQA_I , indicando condições levemente piores nesta zona da represa (Figura 69). No caso dos ambientes, como visto em antecedência e também observado pelo índice IAPR em número e peso, os menores valores pertencem ao ambiente de centro (Figura 70).

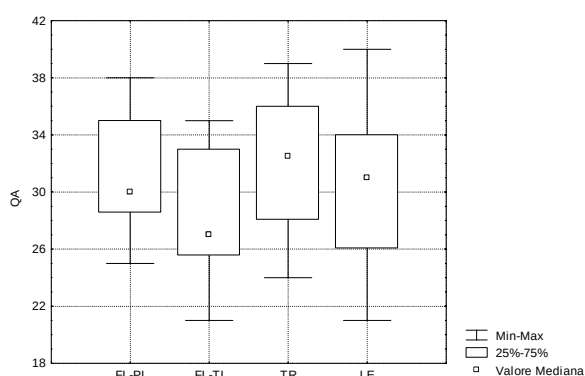


Figura 69: Distribuição dos valores do Índice IQA_I por zona. (FL-Pi=Fluvial Piracicaba; FL-Ti= Fluvial Tietê; TR= Trancição; LE= Lêntica).

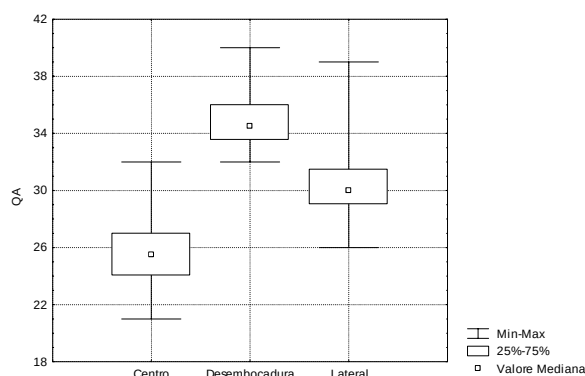


Figura 70: Distribuição dos valores do Índice IQA_I por ambiente.

ANOVA

A variabilidade temporal e espacial do índice IQA_I foi avaliada com a análise de variância (three-way).

O resultado é mostrado na Tabela 17 e detecta diferenças estatisticamente significativas entre zonas e ambientes. A análise foi, portanto, repetida descartando sucessivamente cada fonte de variação a partir daquela com o maior valor de probabilidade até chegar ao modelo mínimo de Tabela 18.

Tabela 17: Análise de variância do índice IQA_I por época, zona e ambiente.

VAR. DEP.: IQA_I N= 48 R múltiplo= 0.452 $R^2= 0.204$					
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	p
EPOCA	27,508	1	27,508	3,462	0,075
ZONA	86,317	3	28,772	3,621	0,027
AMBIENTE	739,352	2	369,676	46,532	0,000
ÉPOCA*ZONA	21,555	3	7,185	0,904	0,453
ÉPOCA*AMBIENTE	13,873	2	6,936	0,873	0,430
ZONA*AMBIENTE	96,490	6	16,081	2,024	0,101
ÉPOCA*ZONA*AMBIENTE	23,295	6	3,882	0,488	0,801
ERRO	190,666	24	7,944		

Tabela 18: Análise de variância do IQA_I por ambiente.

VAR. DEP.: IQA_I N= 48 R múltiplo= 0.828 $R^2= 0.686$					
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	p
ZONA	88,000	3	29,333	3,389	0,027
AMBIENTE	706,500	2	353,250	40,816	0,000
ERRO	363,500	42	8,655		

Validação da ANOVA

A validade do modelo da Tabela 17, foi examinada através da análise dos resíduos. A Figura 71 mostra a dispersão dos resíduos versus os valores estimados. Não há evidência de não linearidade e de tendências que indicam heterogeneidade de variâncias, que foi testada pelo teste de Bartlett. O resultado do teste foi: $X^2=14,739$ que comparado com o esperado

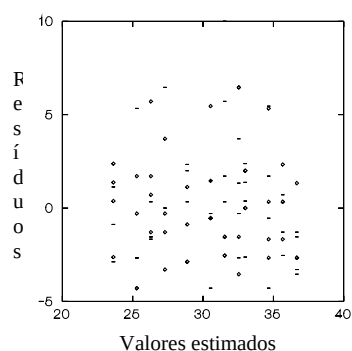


Figura 71: Distribuição dos resíduos.

$\chi^2_{0,05;11} = 19,675$ permite concluir que as variâncias são homogêneas.

Para se avaliar a normalidade dos resíduos foram calculados:

$$g_1 = 0,714 \text{ e } g_2 = -0,089$$

Visto que:

$$\gamma_{1(0,01;48)} = 0,936 \text{ e } \gamma_{2(0,05;48)} = 1,677$$

pode-se concluir que a distribuição dos resíduos segue a distribuição normal mostrada na Figura 72.

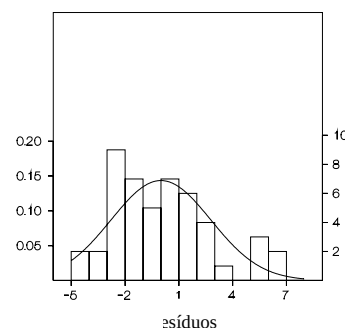


Figura 72: Histograma de frequência dos resíduos.

Teste HSD de Tukey

O teste de comparação múltipla das médias HSD de Tukey foi usado com o objetivo de detectar diferenças do índice IQA_I entre os ambientes das quatro zonas.

O resultado do teste está na Tabela 19 onde as linhas representam as zonas (1= Fluvial Piracicaba; 2= Fluvial Tietê; 3= Transição Barra Bonita e 4= Lântica Barra Bonita) e as colunas os ambientes (C=Centro; D=Desembocaduras e L=Lateral).

Tabela 19: Probabilidade do teste HSD de Tukey para detectar diferenças no índice IQA_I entre os ambientes nas quatro zonas (1= Fluvial Piracicaba; 2= Fluvial Tietê; 3= Transição Barra Bonita e 4= Lântica Barra Bonita; C=Centro; D=Desembocaduras e L=Lateral; **negrito**=diferenças significativas entre ambientes dentro da zona).

zona	ambiente	C	D	L	C	D	L	C	D	L	C	D	L
1	C	1,000											
1	D	0,010	1,000										
1	L	1,000	0,073	1,000									
2	C	0,658	0,000	0,215	1,000								
2	D	0,128	0,996	0,490	0,001	1,000							
2	L	1,000	0,005	0,996	0,811	0,073	1,000						
3	C	1,000	0,003	0,976	0,919	0,039	1,000	1,000					
3	D	0,039	1,000	0,215	0,000	1,000	0,021	0,010	1,000				
3	L	0,073	1,000	0,337	0,000	1,000	0,039	0,021	1,000	1,000			
4	C	0,490	0,000	0,128	1,000	0,000	0,658	0,811	0,000	0,000	1,000		
4	D	0,039	1,000	0,215	0,000	1,000	0,021	0,010	1,000	1,000	0,000	1,000	
4	L	0,658	0,658	0,976	0,010	0,996	0,490	0,337	0,919	0,976	0,005	0,919	1,000

Do exame da Tabela 19 emerge que dentro das quatro zonas o ambiente de centro se diferencia dos outros ($p < 0,05$) nas zonas de transição e lântica. No caso das duas zonas fluviais se diferencia somente do ambiente de desembocadura.

Correlações

A correlação entre IAPR em número (Figura 73) e peso (Figura 74) e IQA_I foi significativa, sendo os coeficientes de correlação respectivamente de $r = 0,33^*$ e $r = 0,45^{**}$. O resultado obtido sugere, portanto, que IAPR e IQA_I respondem da mesma forma a degradação ambiental.

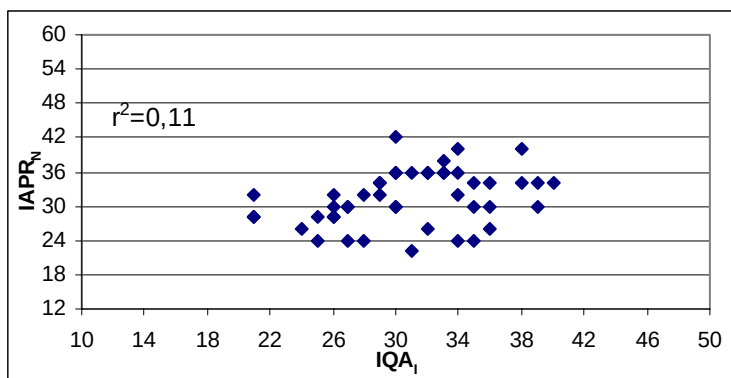


Figura 73: Correlação entre $IAPR_N$ e IQA_I .

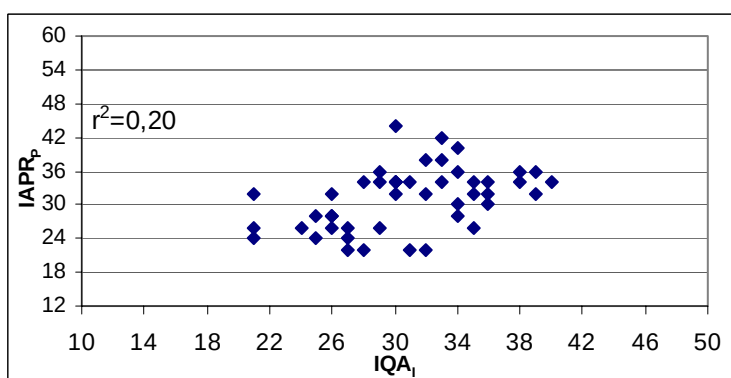


Figura 74: Correlação entre $IAPR_P$ e IQA_I .

Com o objetivo de mostrar os efeitos da qualidade ambiental na integridade da comunidade de peixes da represa de Barra Bonita, o coeficiente de correlação de Pearson foi usado para testar a correlação entre o IAPR (em número e peso) e cada uma das métricas do índice IQA_I.

O resultado da análise é apresentado na Tabela 20 e indica que tanto o IAPR_N como o IAPR_P têm correlação significativa com as mesmas três métricas do índice IQA_I e precisamente: profundidade, mata e macrófitas. Nos dois casos a correlação com a profundidade é negativa. Este resultado confirma a importância do relacionamento entre compartimento biótico do sistema, características morfológicas (profundidade) e presença de vegetação aquática (macrófitas) e terrestre (mata) na margem da represa.

Tabela 20: Correlação entre IAPR e as métricas do índice IQA_I, através do r de Pearson (Nível de significância: “*”.=0,05; “**”=0,01)

	IAPR _N	IAPR _P
Profundidade (m)	-0,54**	-0,66**
T Água (°C)	0,21 NS	0,20 NS
pH	-0,15 NS	-0,27 NS
Transparência (m)	0,02 NS	0,06 NS
Condutividade (uS/cm)	-0,09 NS	-0,09 NS
O ₂ (mg/l)	-0,07 NS	-0,19 NS
Paisagem	-0,06 NS	-0,03 NS
Tipo Fundo	-0,05 NS	-0,15 NS
Macrófitas	0,37*	0,55**
Mata	0,36*	0,52**

Nas Figuras 75-77 são mostradas as correlações significativas entre o IAPR_N e as métricas do IQA_I. No caso da correlação entre IAPR_N com a profundidade (Figura 75), o coeficiente de correlação é $r=-0,54^{**}$. O resultado mostra que a integridade em número diminui com o aumento da profundidade.

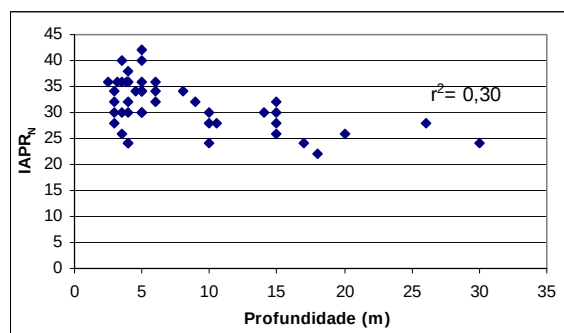


Figura 75: Correlação entre IAPR_N e profundidade.

O coeficiente de correlação entre $IAPR_N$ e mata é $r= 0,37^*$ (Figura 76). O resultado mostra que a integridade em número aumenta com a presença de mata.

No caso do $IAPR_N$ e as macrófitas (Figura 77), o coeficiente de correlação é $r= 0,36^*$. O resultado mostra que a integridade em número aumenta com a presença de macrófitas.

Nas Figuras 78-80 são mostradas as correlações significativas entre o $IAPR_p$ e as métricas do IQA_I . No caso da correlação entre $IAPR_p$ e a profundidade (Figura 78), o coeficiente de correlação é $r=-0,68^{**}$. O resultado mostra que a integridade em peso diminui com o aumento da profundidade.

O coeficiente de correlação entre $IAPR_p$ e mata é $r= 0,52^{**}$ (Figura 79). O resultado mostra que a integridade em peso aumenta com a presença de mata.

O coeficiente de correlação entre $IAPR_p$ e macrófitas é $r= 0,55^{**}$ (Figura 80). O resultado mostra que a integridade em peso aumenta com a presença de macrófitas.

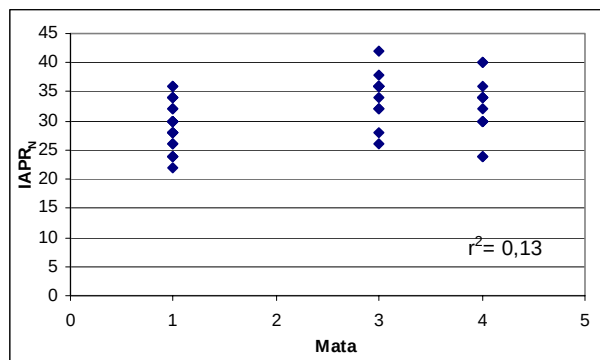


Figura 76: Correlação entre $IAPR_N$ e mata.

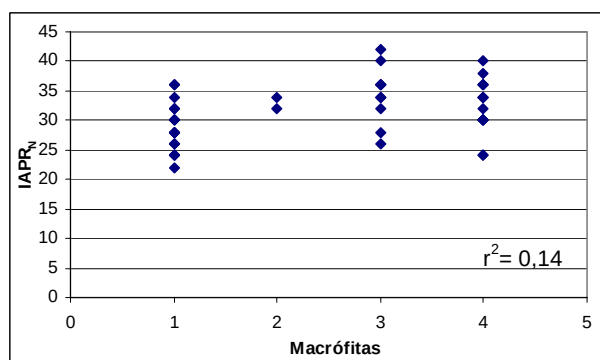


Figura 77: Correlação entre $IAPR_N$ e macrófitas.

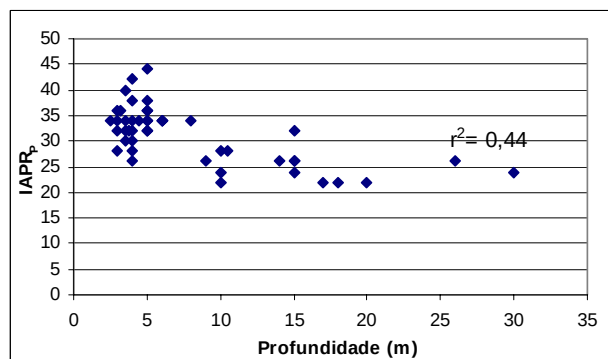


Figura 78: Correlação entre $IAPR_p$ e profundidade.

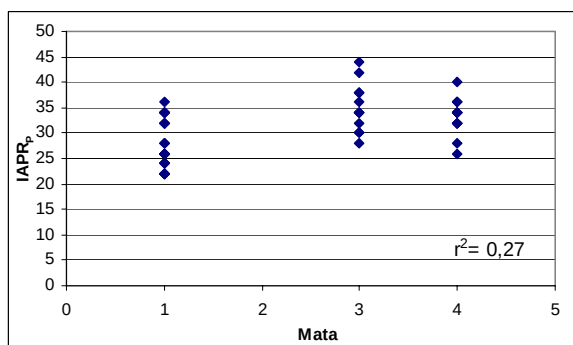


Figura 79: Correlação entre $IAPR_p$ e mata.

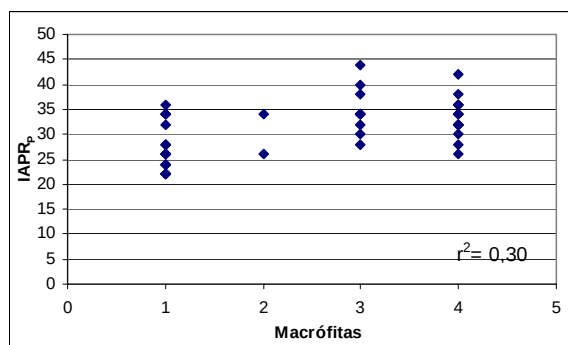


Figura 80: Correlação entre $IAPR_p$ e macrófitas.

Em fim, a relação entre IAPR (em número e em peso) e a diversidade (em número e em peso) foi também analisada. A correlação foi significativa em todos os casos (Tabela 21), mostrando que IAPR e diversidade respondem da mesma forma à degradação ambiental.

Tabela 21: Correlação entre IAPR (em número e em peso) e diversidade (em número e em peso), através do coeficiente de correlação linear r de Pearson (Nível de significância: “*”=0,05; “**”=0,01)

	IAPR _N	IAPR _P
H' _N	0,74**	0,76**
H' _P	0,69**	0,77**

No caso da correlação entre IAPR_N e diversidade em número (H'_N) (Figura 81), o coeficiente de correlação é $r=0,74^{**}$. O resultado mostra que as duas variáveis variam de forma homogênea.

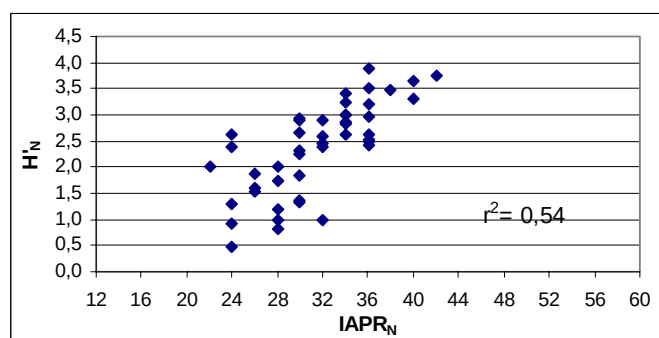


Figura 81: Correlação entre IAPR_N e H'_N.

O coeficiente de correlação entre IAPR_N e diversidade em peso (H'_P) (Figura 82), é $r=0,69^{**}$. O resultado mostra que as duas variáveis variam de forma homogênea.

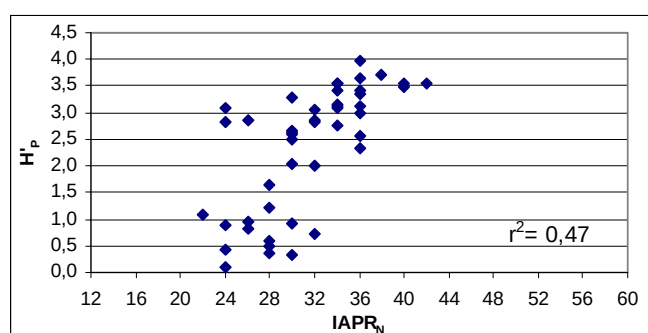


Figura 82: Correlação entre IAPR_N e H'_P.

O coeficiente de correlação entre IAPR_P e diversidade em peso (H'_P) (Figura 84), é $r=0,77^{**}$. O resultado mostra que as duas variáveis variam de forma homogênea.

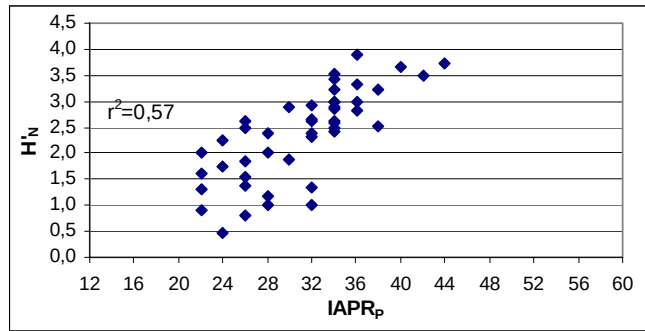


Figura 83: Correlação entre $IAPR_p$ e H'_N .

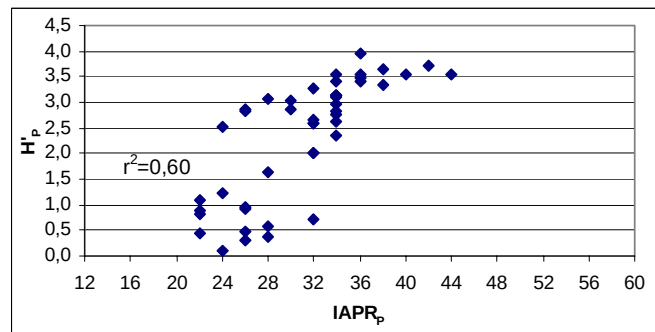


Figura 84: Correlação entre $IAPR_p$ e H'_p .

5. DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

A abordagem multimétrica realmente parece adequada para a avaliação do impacto antropogênico no ecossistema aquático. A vantagem principal é representada pelo fato de que vários atributos ecológicos a nível de comunidade são considerados ao mesmo tempo tornando mais evidente a resposta à degradação ambiental. Entre os organismos potencialmente úteis para a construção de índices multimétricos, os peixes são particularmente indicados. Desta forma, o índice de integridade representa uma ferramenta útil para detectar a existência de problemas e se determinados usos do ambiente ou do recurso são apropriados (SEEGERT, 2000).

MAGURRAN (2004) ressalta o fato de que os índices de integridade são de difícil aplicação em ambientes pouco estudados, devido a grande quantidade de dados e informações ecológicas necessárias para sua construção. Outra observação crítica da autora, é que apesar do IIB ser construído usando componentes da diversidade biológica, ele não é uma medida de diversidade. Neste caso, se o objetivo é avaliar a transformação da diversidade, o IIB só pode integrar a abordagem tradicional. Ela observa, também, que sendo o IIB baseado em acurada amostragem da riqueza de espécies, esta medida fundamental de diversidade biológica estaria automaticamente disponível. Este último ponto, evidencia a preocupação da autora em relação a proliferação de índices. Por outro lado, FAUSCH *et al.* (1990) observam que os índices de riqueza de espécies, diversidade ou equitabilidade também têm limitações, onde as principais são:

1. dependência do tamanho da amostra;
2. os índices de diversidade e equitabilidade incorporam relativamente pouca informação o que impede seu uso em análises ecológicas detalhadas;
3. ignoram a função das espécies na comunidade;
4. não consideram a identidade das espécies ou sua abundância absoluta. Ou seja, estes índices são insensíveis a reposição de espécies ou ao declínio de sua abundância absoluta;
5. a diversidade pode variar sazonalmente, entre anos, longitudinalmente em rios, independentemente da degradação;
6. são sensíveis à resolução taxonômica;

7. apesar da facilidade de cálculo, são difíceis de interpretar;
8. apesar de que a riqueza e a diversidade diminuem com uma severa degradação, podem aumentar quando a degradação é modesta;
9. por fim, embora a estrutura da comunidade seja influenciada pelo número ou pelo peso das espécies, não é claro qual unidade é melhor para o cálculo da diversidade.

O debate no uso da diversidade como indicador das condições ambientais é ainda muito discutido na comunidade científica. ROSSARO (1993), neste propósito, evidencia que o sucesso inicial dos índices de diversidade foram determinados por estudos em ambientes submetidos a grande estresse, o que causava evidentes caídas do valor do índice. Estudos posteriores demonstraram que índices calculados com diferentes algoritmos ou aplicados a diferentes categorias de organismos do mesmo ambiente davam resultados diferentes. Isto é porque o aumento do estresse determina, em geral, a caída dos índices, mas a níveis intermédios de estresse o índice de diversidade pode crescer ao invés de diminuir. Pessoalmente, acho que independentemente das críticas, vantagens e desvantagem dos vários métodos, o importante é adequar as ferramentas de investigação ao nível dos conhecimentos disponíveis. Neste contexto, é claro que quanto mais profundas são as informações sobre um dado compartimento do ecossistema, tanto mais refinadas e poderosas serão as metodologias de investigação a serem desenvolvidas.

Os resultados obtidos neste trabalho mostram que o uso de índices multimétricos é útil para a avaliação das condições do ambiente. Os IAPR (em número e peso), adaptados a partir do índice de integridade biótica de KARR (1981), concordam nas respostas e mostram uma boa correlação com os índices de diversidades (H'_N e H'_P) e com o índice IQA_I .

A avaliação feita pelo IAPR, mostra que a maioria das estações pode ser colocada na categoria “razoável” onde sinais de deterioração começam aparecer. A análise de variância realizada com o objetivo de revelar diferenças significativas entre épocas, zonas e ambientes revelou diferenças somente entre ambientes com o de centro caracterizado por valores menores de integridade. Isto concorda com a observação que

os ambientes pelágicos são pouco explorados pela ictiofauna (PETRERE, 1996; PETRERE *et al.*, 2002). BARRELLA *et al.* (2000) ressaltam, neste propósito, que a ictiofauna sul-americana é fortemente dependente das plantas aquáticas e ribeirinhas, evidenciando, assim, a maior importância das zonas laterais e de desembocaduras.

A validação do IAPR com o índice de qualidade ambiental (IQA_I), detectou correlações significativas, indicando que o IAPR consegue avaliar de forma apropriada as condições do ambiente. A análise de correlação simples entre IAPR e as métricas do índice IQA_I, mostrou que o IAPR é correlacionado significativamente e negativamente a profundidade e positivamente com macrófitas e mata. Este resultado mostra que a integridade da comunidade de peixes da represa de Barra Bonita é mais sensível à alteração das características morfológicas (profundidade) e ambientais (macrófitas e mata), ao invés das físicas e químicas, demonstrando a função fundamental das faixas de vegetação aquática e terrestre no reservatório de Barra Bonita. O mesmo resultado foi também observado por ARAUJO *et al.* (2003) e BELLIARD *et al.*, (1999) no caso da adaptação do índice de IIB a grandes rios.

A heterogeneidade estrutural do ambiente pode ser, portanto, considerado o fator “chave” da integridade das comunidades de peixes em reservatórios. Este aspecto é, também, relacionado com a produtividade pesqueira, integrando os argumentos indicados por PETRERE (1996) e PETRERE *et al.* (2002) para explicar a baixa produtividade pesqueira observada nos reservatórios do sul do Brasil (Bacia do Paraná) em comparação com os do nordeste. Neste contexto, num estudo comparativo entre 31 reservatórios do Estado do Paraná, JÚLIO JR. *et al.* (2005) mostraram que o baixo rendimento observado pode ser relacionado a aspectos da teia alimentar e à oligotrofia. A menor produtividade dos ambientes oligotróficos é conhecida e num estudo comparativo com 22 lagos da Flórida, KAUTZ (1980) observa que a pesca atinge o nível ótimo, tanto em termos de biomassa como de abundância numérica, na condição de meso-eutrofia da água. Neste contexto, BARRELLA (1997) auspicia incentivos ao desenvolvimento populacional, de forma planejada e com implantação de estações de tratamento de esgotos, nos trechos médio e inferior dos rios Tietê e Paranapanema, para o aumento da produtividade desses ecossistemas. Essa solução, todavia, não parece adequada considerando o preocupante aumento do grau de trofia observado no sistema de reservatórios em cascada do rio Tietê por BARBOSA *et al.* (1999).

Um equívoco que deve absolutamente ser evitado é o de considerar os reservatórios como tanques pesqueiros esperando, para cada um deles, grandes produções pesqueiras. Este é um aspecto que raramente ocorre, pois depende de inúmeros fatores sobre os quais não se têm controle. Em geral, a produção de um ambiente artificial é influenciada por fatores: 1) abióticos, 2) bióticos e 3) temporais. No primeiro grupo, podem ser consideradas a qualidade da água, as características morfológicas da bacia hidrográfica, da barragem e a gestão hidráulica da represa; no segundo a composição e estrutura das comunidades presentes antes do represamento, a introdução de espécies exóticas e alóctones; e, finalmente, no terceiro, a época de fechamento da barragem que é determinante para a distribuição das espécies migradoras. Da combinação e interferência desses fatores depende a produtividade da ictiofauna em reservatórios.

A maior produtividade pesqueira observada em Barra Bonita, em comparação com as represas do Estado do Paraná, é atribuída à presença de grandes trechos fluviais livres a montante e aos grandes aportes de nutrientes. Esse aspecto, todavia, precisa de uma análise mais profunda e de atualização visto que, nos últimos 15 anos, a comunidade sofreu certa transformação em relação a composição das espécies. Apesar disso, a predominância observada de espécies de pequeno porte e de rápida compensação reprodutiva, indica uma condição de maturação avançada da represa que pode levar, no curto prazo, à consistente simplificação da comunidade em resposta a degradação ambiental.

Atualmente a espécie alvo dos pescadores profissionais da represa de Barra Bonita é *Oreochromys niloticus* (tilápia) e secundariamente *Pimelodus maculatus* (mandi amarelo), *Hoplias malabaricus* (traíra), *Moenkhausia intermedia*, *Astyanax altiparanae* (lambarís) e *Leporinus obtusidens* (piapara), quando há 15 anos atrás eram: *Plagioscion squamosissimus* (curvina), *Prochilodus lineatus* (curimbatá), *Pimelodus maculatus*, *Pimelodella* sp. (mandi-chorão), *Iheringichthys labrosus* (mandi-boca-de-velha) e *Rhinodoras dorbigny* (mandi-serrote), *Hoplias malabaricus* (traíra), *Leporinus friderici* (piava-catinguda), *L. cf. paraensis* (piava-de-asa-amarela), *Schizodon borelii* (piava-três-pintas), *Steindachnerina insculpta* (saguiro branco), *Cyphocharax modesta* (saguiro curto) e *C. nagelii*. A consistente redução do número de espécies de interesse comercial testemunha a transformação ocorrida em termos de produção pesqueira das espécies na represa.

A produtividade desses ambientes deve ser, portanto, avaliada caso por caso, dependendo da gênese do ambiente sem por isso se constituir num objetivo-requisito necessário do represamento. Nesse âmbito, os esforços têm que ser canalizados no monitoramento dos sistemas e no melhoramento dos aportes em escala de bacia, incentivando práticas de cultivo e uso do solo mais conservacionistas e na eliminação e/ou tratamento de esgotos e efluentes industriais.

A correlação do IAPR com a profundidade e com macrófitas e mata pode, todavia, ser influenciada por outro fatores como: 1. problemas na escolha das variáveis físicas e químicas: nem todas as variáveis da qualidade físicas e químicas da água foram mensuradas; 2. problema de escala: a frequência da amostragem das variáveis físicas e químicas não é adequada para revelar alterações na integridade da comunidade; 3. problemas de metodologia na escolha das métricas, justificando a continuação das pesquisas nestas direções. Em minha opinião, o índice IAPR mostra-se como uma resposta adequada, mais sintética e interpretável do que a diversidade superando, assim, o problema da escala (=frequência elevada de amostragem), como no caso das avaliações físicas e químicas. Isto depende do fato de que avaliações baseadas em variáveis físicas e químicas são muito sensíveis ao tamanho da amostra, devido à alta variabilidade temporal e espacial das variáveis; ao contrário, as comunidades por sua própria natureza são mais conservativas e têm uma variabilidade menor no curto e médio prazo (ROSSARO, 1993).

Outro aspecto que precisa ser ressaltado é a diferente filosofia das abordagens dos métodos que baseiam a avaliação da qualidade ambiental sobre os compartimentos abiótico ou biótico. No primeiro caso a ênfase é sobre as “causas” que podem determinar a degradação, no outro é sobre os “efeitos” produzidos pela degradação.

Portanto, num contexto onde sempre o mais difícil é conseguir financiamento para as avaliações de grande escala e onde as causas da degradação são amplamente reconhecidas, agora é importante mudar de “nível” e passar a considerar o efeito das perturbações no compartimento biótico. Neste contexto, o fato de que a represa de Barra Bonita, apesar da sua condição de eutrofia, apresentar índice de integridade da comunidade “razoável” na maioria das estações, indica que os sistemas ecológicos são verdadeiros “reatores” capazes de absorver e transformar esgotos e efluentes industriais

em “matéria vivente” estruturalmente organizada e funcional. É claro que tudo isso vai ter um “custo ecológico”, que no caso das represas, é uma prognose de envelhecimento precoce com taxa de transformação e simplificação das comunidades mais rápida em comparação com ambientes menos impactados ou naturais. Então, a função de autodepuração explicada pelo compartimento biótico da represa de Barra Bonita é o aspecto mais saliente e importante no âmbito da bacia do Rio Tietê.

No futuro próximo o problema da qualidade da água para abastecimento será uma das prioridades das sociedades do mundo inteiro, portanto, necessariamente as políticas deverão se orientar em direção a salvaguarda e manutenção de recursos hídricos de alta qualidade. Considerando que é sempre mais fácil manter e conservar do que despoluir ou recuperar, a proteção dos reservatórios oligotróficos deve ser considerada prioritária, pois são os recursos disponíveis para as futuras gerações. Portanto, programas de monitoramento biológico podem contribuir de forma substancial na tomada de medidas de proteção ambiental evidenciando de forma adequada alterações na integridade das comunidades.

Podemos, portanto, concluir que o IAPR (em número e em peso) é um índice idôneo para a avaliação da integridade ambiental em represas e que esta metodologia representa uma ferramenta útil no desenvolvimento de programas de monitoramento dos ecossistemas aquáticos.

CAPITULO IV:

Sugestões para o monitoramento e conclusões gerais

SUGESTÕES PARA O MONITORAMENTO DA REPRESA DE BARRA BONITA

As análises desta tese realmente mostram que os peixes podem ser usados para detectar o efeito da degradação dos ecossistemas aquáticos. Além da resposta de cada atributo da comunidade à degradação, os peixes respondem a algumas exigências específicas da sociedade em termos de:

- visibilidade dos impactos determinados pela ação humana e
- valor econômico dos custos do monitoramento.

No primeiro caso, todos reconhecem nos peixes um valor natural, econômico e estético, cuja perda pode ser claramente correlacionada com a degradação. No segundo caso a frequência de amostragem da ictiofauna é menor em comparação a organismos de ciclo de vida mais curto (ex. macro invertebrados) e/ou no caso das variáveis físicas e químicas, limitando assim os custos do monitoramento.

O interesse pela manutenção dos ecossistemas aquáticos e da importância dos peixes é bem explicado por HOLMLUND & HAMMER (1999) que abordam o assunto de um

ponto de vista essencialmente antrópico e econômico. Os autores conseguem demonstrar a dependência do homem dos “serviços ecossistêmicos” oferecidos pelos peixes. Esses serviços, definidos como: “condições e processos por meio dos quais os ecossistemas naturais (e as espécies que os constituem), sustentam e satisfazem a vida humana”, podem ser divididos em duas categorias:

1. Serviços fundamentais - são os serviços essenciais para o funcionamento e resiliência do ecossistema. Constituem um pré-requisito para a existência humana (ex. ciclo de nutrientes), sem necessariamente ter um valor específico de mercado;
2. Serviços derivados da demanda - são serviços baseados em atributos de valores humanos (ex. valor de lazer) e não são fundamentais para sobrevivência das sociedades humanas.

Em síntese, HOLMLUND & HAMMER (1999) observam que a visão antropogênica faz com que a importância dos peixes seja percebida unicamente em relação a fatores de ordem econômica como: a pesca, a aquicultura e o lazer. O fato de que atrás desses aspectos haja um ecossistema que desempenha um papel ativo na manutenção dos bens valoráveis dos ecossistemas usados pelo homem é raramente considerado ou percebido. Somente na hora em que o equilíbrio de um dos serviços fundamentais é quebrado, as consequências na categoria dos serviços derivados se tornam claras (CARVALHO, 2002).

Esses argumentos atestam que o uso dos peixes nos programas de monitoramento ambiental dos ecossistemas aquáticos é adequado e há necessidade de refinar sempre mais as metodologias de análise. Neste contexto, os índices multimétricos têm demonstrado versatilidade, facilidade de uso e confiabilidade nas respostas. Particularmente interessante, é perceber que a degradação ambiental não está exclusivamente amarrada com a qualidade física e química da água, mas também com a perda da heterogeneidade ambiental (fragmentação ou perda da vegetação ripária e das faixas de macrófitas), a introdução de espécies exóticas e alóctones, a redução e modificação do pulso natural, represamento e sobrepesca. Assim, é desejável o desenvolvimento de um programa de monitoramento biológico para avaliação dos

ecossistemas aquáticos. Os critérios mais representativos sobre o qual deveria ser baseado são (SIMON, 1999):

1. o uso de medidas exclusivamente biológicas (ex. atributos de comunidades bióticas);
2. medidas interpretáveis em diferentes níveis tróficos. As comunidades de peixes fornecem medidas indiretas das dinâmicas do ecossistema enquanto, também, refletem as respostas de níveis tróficos inferiores.
3. medidas representativas das condições do ambiente que está sendo monitorado;
4. amplitude de respostas;
5. reprodutibilidade e precisão dos métodos de amostragem e análise dos dados para efetividade dos custos do monitoramento.

CONCLUSÕES GERAIS

Do estudo da comunidade de peixes da represa de Barra Bonita podemos afirmar que:

1. A redução significativa do tempo de residência hidráulica, nos leva a concluir que a represa está entrando numa fase de senilidade ambiental;
2. a comunidade de peixes é constituída principalmente por espécies de pequeno porte, ampla flexibilidade alimentar e alta compensação reprodutiva;
3. a análise da transformação desta comunidade no tempo, indica estabilidade na riqueza de espécies da represa de Barra Bonita nos últimos 15 anos, mas indica também a transformação da comunidade com a perda das espécies mais especialistas e a chegada ou afirmação de espécies mais adaptáveis e oportunistas. Foi confirmado, também, o impacto do represamento sobre a ictiofauna mostrando a perda da maioria das espécies migradoras;
4. a sobreposição dos ciclos biológicos das espécies com a gestão hidráulica da represa, indica que somente as espécies com estratégia de reprodução parcelada e/ou cuidados parentais são bem sucedidas na represa;
5. a análise da estrutura da comunidade, através modelos espécie-abundância, sugere uma comunidade heterogênea e altamente dinâmica, devido ao ajuste à série logarítmica. Este resultado está de acordo com o esperado para comunidades adaptadas a ambientes instáveis e estressados como os das represas;
6. a análise das variações temporal e espacial da diversidade em número e em peso, mostrou diferenças significativas entre ambientes e, no caso da diversidade em peso, também entre zonas. No primeiro caso, o ambiente de centro apresenta os menores valores dos índices e no segundo o braço do Rio Tietê mostra melhores valores (de diversidade em peso), somente nas desembocaduras.
7. a análise das variações temporal e espacial nas capturas em termos de $cpue_p$, mostra diferenças significativas entre épocas, zonas e ambientes indicando a presença de migrações transversais (do centro em direção às margens e desembocaduras) dependentes das mudanças nas características físicas e químicas da água, dos ciclos de enchentes e esvaziamento da represa e das exigências das espécies para reprodução, alimentação e refúgio;

8. o método ABC de comparação abundância/biomassa e a estatística W sugerem que a comunidade da represa de Barra Bonita (amostra total) pode ser considerada moderadamente perturbada pois a curva da biomassa se sobrepõe à de abundância; no caso das zonas e dos ambientes, o resultado do método gráfico mostra a zona de transição e o ambiente lateral como “fortemente comprometidos”. Este resultado não é de acordo com a estatística W que indica, para todas as situações, condições de estresse moderado.
9. a adaptação do índice de integridade biótica mostra que a maioria das estações se situa na categoria razoável. Somente as estações de centro pertencem a categoria pobre. Este resultado concorda com os resultados obtidos pelas análises dos índices de diversidades (em número e em peso) confirmando os ambientes de desembocadura e laterais como os mais produtivos e íntegros.
10. Por fim, as variáveis ambientais: profundidade, macrófitas e mata resultaram correlacionadas de forma significativa com o IAPR (em número e em peso). A análise revelou também que a correlação com a profundidade é negativa e aquelas com macrófitas e mata é positiva. Isto confirma a importância dessas variáveis para a ictiofauna, ressaltando em particular, a função da vegetação aquática e terrestre na margem da represa.
11. em relação ao tipo de resolução fornecida pelo IAPR, podemos concluir que a integridade da comunidade de peixes da represa de Barra Bonita é mais sensível à alteração das características morfológicas (profundidade) e ambientais (macrófitas e mata), ao invés das físicas e químicas justificando uma análise mais profunda desse aspecto que todavia deve ser investigado em diferentes escalas em relação à natureza das variáveis.

REFERÊNCIAS

AES-TIETÊ. Disponível em: <www.aestietê.com.br>. Acesso em: 12 dezembro 2003.

AGOSTINHO, A.A. Pesquisas, monitoramento e manejo da fauna aquática em empreendimentos hidroelétricos. In: SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO, 1, 1994, Rio de Janeiro. **Comase/Eletrobras**, 1994. p. 38-59.

AGOSTINHO, A.A. Considerações sobre a atuação do setor elétrico na preservação da fauna aquática e dos recursos pesqueiros. In: SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO, 4, 1995, Rio de Janeiro. **Comase/Eletrobras**, 1995. p. 8-19.

AGOSTINHO, A.A.; FERREIRA, H.J.; GOMES, L.C.; BINI, L.M.; AGOSTINHO, C.S. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna. In: VAZZOLER, A.E.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. (Ed.). **A planície de inundação do Alto Rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM, 1997. p.179-208.

AGOSTINHO, A.A.; FERREIRA, H.J.J. Peixes da Bacia do Alto Paraná. In: LOWE-McCONNELL, R.H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EdUsp, 1999

AGOSTINHO, A.A.; MIRANDA, L.E.; BINI, L.M.; GOMES, L.C.; MAGELA THOMAZ, S.; SUZUKI, H.I.: Patterns of colonization in Neotropical reservoirs and prognoses on aging. In: TUNDISI, J.G., STRASKRABA, M. (Ed.). **Theoretical Reservoir Ecology and its applications**. São Carlos, 1999. p.227-265.

AGOSTINHO, C.S. Reproductive aspects of piranhas *Serrasalmus spilopleura* and *Serrasalmus marginatus* into the upper Paraná river. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v.63, n.1, p.1-6, 2003.

AMARAL, B.D.; PETRERE, JR. M. Habitat: fatores físico-químicos relacionados às comunidades de peixes do reservatório da UHE Mário Lopes Leão-Promissão (SP). In: **I Encontro brasileiro de ciências ambientais**, Rio de Janeiro. 1994, p. 277-293.

AMARAL, B.D.; PETRERE, JR. M. The α and β diversities in the fish assemblages of the Promissão reservoir (SP-Brazil): scales, complexities and ecotone heterogeneity. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 1, p. 185-193. 2001.

ARAÚJO, F.G. Adaptação do Índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Rev.Brasil.Biol.**, São Carlos, v. 58, n. 4, p. 547-558. 1998.

ARAÚJO, F.G.; FICHBERG, I.; CARVALHO TEIXEIRA PINTO, B.; PEIXOTO, M.G. Preliminary index of Biotic Integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast, Brazil. **Environmental Management**, New York, v. 32, n. 4, p. 516-526, 2003.

BARBANTI L., CALDEROLI A., DE BERNARDI R., GIUSSANI G., GUILIZZONI P. Acque lacustri. In: MARCHETTI R. Città Studi. **Ecologia applicata**. Milano, p.220-262, 1993.

BARBOSA, F.A.R.; PADISAK, J.; ESPINDOLA, E.L.G.; BORICS, G.; ROCHA, O. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-Basin, São Paulo State, Brazil. In: TUNDISI J.G., STRASKRABA M. (Eds.). **Theoretical Reservoir Ecology and its applications**. São Carlos, p.425-438. 1999.

BARRELLA, W. **Alterações das comunidades de peixes nas bacias dos rios Tietê e Paranapanema (SP), devido à poluição e ao represamento**. 1997. 115 f. Tese (Doutorado em Ciência Biológicas, Área Zoologia) - Instituto de Biociências, UNESP, Rio Claro, 1997.

BARRELLA, W., PETRERE, M. JR., SMITH W., MONTAG L.F.A. As relações entre as mata ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES R.R. & LEITÃO H.F.FL (Eds.): **Matas ciliares: conservação e recuperação**. EdUsp., São Paulo, 2000.

BARRELLA, W.; PETRERE, M. JR. Fish community alteration due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema rivers (Brazil). **River Res. Applic.**, n.19, p. 59-76, 2003.

BELLIARD J.; THOMAS R.B.; MONNIER D. Fish communities and river alteration in the Seine Basin and nearby coastal stream. **Hydrobiologia**, n. 400, p. 155-166, 1999.

BERGMAN, E.; HAMRIN, S.F.; ROMARE, P. The effects of cyprinid reduction on the fish community. **Hydrobiologia**. n. 404, p. 65-75, 1999.

BOSWELL, M.T.; PATIL, G.P. Change mechanisms generating the logarithmic series distribution used in the analysis of numbers of species and individuals. In: PATIL G.P.; PIELOU E.C.; WATERS W.E. (Ed.). **Statistical ecology**. Pennsylvania: State University Press, University Park, 1971. p. 99-130.

BOWEN, S.H. Detritivory in neotropical fish communities. **Environ.Biol.Fishes**, v.9, n.2, p. 137-144, 1983.

BRAGA, F.M.S. Biologia reprodutiva de *P. squamosissimus* (Teleostei, Scianidae) na represa de Barra Bonita, Rio Piracicaba (SP). **Revista UNIMAR**, v.19, n.2, p. 447-460, 1997.

BRAGA, F.M.S. Alimentação de *Plagioscion squamosissimus* (Osteichthys, Scianidae) no reservatório de Barra Bonita, Estado de São Paulo. **Iheringia, Ser.Zool.**, Porto Alegre, n. 84, p. 11-19, 1998.

BRAGA, F.M.S. Idade, crescimento e taxas de mortalidade de *A. bimaculatus* (Characidae, Tetragonopterinae) na Represa de Barra Bonita (SP). **Naturalia**, São Paulo, n. 24, p. 239-250, 1999.

BRAGA, F.M.S.; GENNARI FILHO, O. Estudos sobre a fecundidade, desova e mortalidade natural de *M.intermedia* (Characidae, Tetragonopterinae) na represa de Barra Bonita, Rio Piracicaba, SP. **Naturalia**, São Paulo, v.16, p. 55-68, 1991.

BRAGA, B.; ROCHA, O.; TUNDISI, J.G. Dams and the environment: the Brazilian experience. **Water Resource Development**, v.14, n. 2; p. 127-140, 1998.

BRANCO, S.M.; ROCHA, A.A. **Poluição, proteção e usos múltiplos de represas**. São Paulo, Edgar Blucher, CETESB Ed., 1977.

BRITSKI, H.A. Peixes de água doce do Estado de São Paulo: Sistemática. In: COMISSÃO INTERESTADUAL DA BACIA PARANÁ-URUGUAI. **Poluição e Piscicultura**. São Paulo, 1972. p. 83-108.

BRITSKI, H.A. A fauna de peixes brasileiros de água doce e o represamento de rios. In: SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO. Caderno 1, 1994. Rio de Janeiro, **Comase/Eletrobras**, 1994, p. 23-30.

BRITSKI, H.A.; SATO, Y.; ROSA, A.B.S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias**. Brasília: CODEVASF, 1984, p. 143.

BRITSKI, H.A.; SILIMON, K.Z.; LOPES, B.S.: **Peixes do Pantanal**. Manual de identificação. Brasília, Embrapa, Serviço de Produção de Informação, p.184, 1999.

CALIJURI, M.C.; TUNDISI, J.G. Limnologia comparada das represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita – Estado de São Paulo: mecanismos de funcionamento e bases para o gerenciamento. **Rev.Brasil.Biol.**, São Carlos, v. 50, n.4, p.893-913, 1990.

CAMUSSI, A.; MOLLER, F.; OTTAVIANO, E.; SARI GORLA, M. **Metodi statistici per la sperimentazione biologica**. Bologna, Zanichelli , 1986. 500 p.

CARNEIRO, S. **Alimentação da Tuvira, *Gymnotus "aff" carapo* em duas represas do Estado de São Pulo (Osteichthyes, Gymnotidae)**. 1998, Dissertação (Mestrado em

Ciências Biológicas, Área Zoologia) - Instituto de Biociências, UNESP, Rio Claro, 1998.

CARPENTER, S.R.; KITCHELL, J.F.; HODGSON, J.R. Cascading trophic interactions and lake productivity. **BioScience**, n.35, p.634-639, 1985.

CARVALHO, A.R. **Valoração econômico-ecológica da Planície de inundação do Alto Rio Paraná**. 2002. 139 f.. Tese de Doutorado em Ecologia de ambientes aquáticos continentais - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2002.

CARVALHO JR., A.A.; FONTANA, S.C.; TECCHE, A.A.; TEODORO, E.A. Aspectos limnológicos e pesqueiros do reservatório da UHE de Barra Bonita (CESP), rio Tietê, São Paulo. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE ICTIOLOGIA, 11., 1995, Campinas **resumos**: Campinas: PUC/IBC, 1995.

CARVALHO, E.D.; SILVA, V.F.B. Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (Alto Rio Paranapanema, São Paulo). In: HENRY R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios**: estrutura, função a aspectos sociais. 1999.

CASTRO, A.C.L. **Ictiofauna do reservatorio de Barra Bonita – SP: aspectos ecologicos da comunidade e dinâmica populacional da corvina *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1940) (Pices, Perciformes)**. 1994. 178 f. Tese (Doutorado) Esc. Eng. São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1994.

CASTRO, A.C.L. Aspectos ecológicos da comunidade ictiofaunística do reservatório de Barra Bonita, SP. **Rev.Brasil.Biol.**, São Carlos, v. 57, n.4, p. 665-676, 1997.

CASTRO, R.M.; ARCIFA, M.S. Comunidades de peixes de reservatórios no sul do Brasil. **Rev.Brasil.Biol.**, São Carlos, v 47, n.4, p. 493-500, 1987.

CASWELL, H. Community structure: a neutral model analysis. **Ecol. Monogr.**, n. 46, p. 327-354, 1976.

CELI FEDATTO ABELHA, M.; AGOSTINHO, A.A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 23, n. 2, p. 425-434, 2001.

CESP. **Santa Maria da Serra Empreendimento hídrico**. São Paulo, CESP , 1996. Relatório ambiental preliminar.

CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores de estado de São Paulo**. v.2, São Paulo, CETESB, 2001. 138 p.

CETESB. **Índice de qualidade das águas - IQA** . Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 20 agosto 2005.

CHATTERJEE, S.; PRICE, B. **Regression analysis by example**. John Wiley&Sons, 1991. 278p.

CLARKE, K.R. Comparisons of dominance curves. **J.Exp.Mar.Biol.Ecol.**, v. 138, p.143-157, 1990.

CLARK, M.E.; ROSE, K.A.; CHANDLER, J.A.; RICHTER, T.J.; ORTH, D.J.; WINKLE, W VAN. Simulating smallmouth bass reproductive success in reservoirs subject to water level fluctuations. **Environmental Biology of Fishes**, n. 51, p.161-174, 1998.

COECK, J.; VANDELANNOOTE, A.; YSEBOODT, R.; VERHEYEN, R.F. Use of the abundance/biomass method for comparison of fish communities in regulated and unregulated lowland rivers in Belgium. **Regul. Rivers**, v. 8, n. 1/2, p.73-82, 1993.

COHEN, Y.; RADOMSKY, P. Water level regulations and fisheries in Rainy Lake and the Namakan reservoir. **Can.J.Fish.Aquat.Sci.**, v. 50, p. 1934-1945, 1993.

COP FERREIRA F. **Efeitos da poluição sobre as comunidades de peixes nas fases larval e adulta do Riberão Claro - SP, durante o período reprodutivo**. 2004. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciência Biológicas) - Instituto de Biociências, UNESP, Rio Claro, 2004.

COSTA F.E.S.; BRAGA, F.M.S. Estudo da alimentação natural de *A. bimaculatus*, *A. schubarti* e *M. intermedia* (Characidae, Tetragonopterinae) na represa de Barra Bonita, rio Piracicaba (SP). **Revista UNIMAR**, v.15, n.2, p. 117-134, 1993.

CRAIG, J.F: **Large dams and freshwater fish biodiversity**. Disponível em: <www.dams.org.> Acesso em 12 fevereiro 2005.

DAJOZ, R. **Ecologia geral**. Universidade de São Paulo, Editoria Vozes Limitada, 1973. 471 p.

DE BERNARDI, R.; GIUSSANI, G. Biomanipolazione dei corpi idrici. In: MARCHETTI R: **Ecologia applicata**, Milano, Città Studi, 1993. 1055 p.

DRAPER, N.R., SMITH, H. **Applied regression analysis**. 2. ed.New York, John Wiley&Sons, 1981. 709p.

ENGEL, D.W.; GORDON, W. T.; EVANS, D.W. Linkage between fishery habitat quality, stressors, and fishery populations. **Environmental Science & Policy**. n..2, p. 465-475, 1999.

- ESTEVES F.A. **Fundamentos de limnologia**. Interciência. Rio de Janeiro, 1998. 602p.
- FAUSCH, K.D.; KARR, J.R.; YANT, P.R. Regional application of an Index of Biotic Integrity based on stream fish communities. **Transaction of the American Fisheries Society** . n. 113, p. 39-55, 1984.
- FAUSCH, K.D.; LYONS, J.; KARR, J.R.; ANGERMEIER, P.L. Fish communities as indicators of environmental degradation. **American Fisheries Society Symposium**. n. 8, p.123-144, 1990.
- FERNANDO, C.H.; HOLCIK, J. Fish in reservoir. **Int. Revue ges. Hydrobiol.**, n. 76, p. 149-167, 1991.
- FISHBASE, Disponível em: <www.fishbase.org>, Acesso em: 20 dezembro 2004.
- FORNERIS G., PEROSINO G.C. **Elementi di idrobiologia**. EDA. Torino, 1995. 367p.
- FREITAS, C.E.C. **O efeito de recifes artificiais sobre as associações de peixes do Rio Tietê, na área de influência do Reservatório de Barra Bonita (Estado de São Paulo - Brasil)**. 1999. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.
- GANDOLFI G.; ZERUNIAN S.; TORRICELLI P.; MARCONATO A. **I pesci delle acque interne italiani**. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato - Ministero dell'Ambiente, Roma. 617 p., 1991.
- GENNARI, O.; BRAGA, F.M.S. Fecundidade e desova de *A. bimaculatus* e *A. schubarti* (Characidae, Tetragonopterinae) na represa de Barra Bonita, Rio Piracicaba (SP). **Revista UNIMAR** , n.18 (2), p. 241-254, 1996.
- GERRITSEN, J.; CARLSON, R.E.; DYCUS, D.L.; FAULKNER, C.; GIBSON, G.R.; HARCUM, J.; MARKOWITZ, S.A. **Lake and reservoir bioassessment and biocriteria**. Technical guidance document. U.S. E.P.A. (Environmental Protection Agency). Disponível em: <www.epa.gov/owow/monitoring/tech/lakes.html>. Acesso em: 10 junho 2003.
- GHETTI, P.F. **Manuale per la difesa dei fiumi**. Torino: fondazione Giovanni Agnelli, 1993.
- GOMIERO L.M.; BRAGA F.M.S. Reproduction of species of the genus *Cichla* in a reservoir in southeastern Brazil. **Braz.J.Biol.**, 64 (3B). p. 613-624, São Carlos. 2004

GOULDING, M.; CARVALHO, M.L.; FERREIRA, E.G. **Rio Negro, rich life in poor water: Amazonian diversity and foodchain ecology as seen through fish communities.** The Hague: SPB Academic. 1988. p. 200.

GRANADO-LORENCIO, C. Fish communities of Spanish reservoir system: a non-deterministic approach. *Verh.Internat.Verein.Limnol.*, n. 24, p.2428-2431, 1991.

GRANADO-LORENCIO, C. Fish species ecology in Spanish freshwater ecosystems. *Limnetica*, n. 8, p. 255-261, 1992.

GRAY, J.S. The structure of Meiofauna communities. *Sarsia*, n. 64, p. 165-272, 1978.

HAHN, N.S.; ANDRIAN, I.; FUGI, R.; ALMEIDA, V.L. Ecologia trófica. In: VAZZOLER, A.E., AGOSTINHO, A.A., HAHN, N.S. (Eds.). **A planície de inundação do Alto Rio Paraná.** Aspecto físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá, 1997.

HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios:** estrutura, função a aspectos sociais. Botucatu, 1999.

HOLMLUND, C.M.; HAMMER, M. Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological economics*. n. 29, p. 253-268, 1999.

HUGHES, R.M.; LARSEN, D.P.; OMERNIK, J.M. Regional reference sites: a method for assessing stream potentials. *Environ. Manag.*, n. 10, p. 629-635, 1986.

HUGHES, R.M.; OBERDOFF, T. Applications of IBI concepts and metric to waters outside the Unites State and Canada. In: SIMON, T.P.. **Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities.** Boca Raton: CRC Press, 1999. p 79-93.

ISMAEL, A.A.; DORGHAM, M.M. Ecological indices as a tool for assessing pollution in El-Dekhaila Harbour (Alexandria, Egypt). *Oceanologia*, v. 45, n.1, p121-131, 2003.

JACKSON, D.; MARMULLA, G. **The influence of dams on river fisheries.** Disponível em: <www.dams.org>. Acesso em 12 junho 2005.

JENNINGS, M.J.; FORE, L.S.; KARR, J.R. Biological monitoring of fish assemblages in Tennessee Valley reservoirs. **Regulated rivers: Research and Management**, n. 11, p. 263-274, 1995.

JORDON, S.J.; VAAS, P.A. An index of ecosystem integrity for Northern Chesapeake Bay. **Environmental Science & Policy**, n. 3, p. 59-88, 2000.

JØRGENSEN, S.E.; VOLLENWEIDER, E. Técnicas para resolução de problema. In: TUNDISI, J.G. (Editor da serie em português). **Princípios para o gerenciamento de lagos**. São Carlos, v.1, 2000. p. 202.

JÚLIO, H.F. JR; BONECKER, C.C.; AGOSTINHO, A.A. Reservatório de Segredo e sua inserção na bacia do rio Iguaçu: In: AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. (Ed.). **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá, 1997.

JÚLIO JR. H.F.; MAGELA THOMAZ, S.; AGOSTINHO, A.A.; LATINI J.D. Distribuição e caracterização dos reservatórios. In: RODRIGUEZ, L.; MAGELA THOMAZ, S.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. **Biocenoses em reservatórios**. Padrões espaciais e temporais. São Carlos: RiMa, 2005. 333p.

KARR, J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, n.6, p. 21-27, 1981.

KARR, J.R.; FAUSCH, K.D.; ANGERMEIER, P.L.; YANT, P.R.; SCHLOSSER, I.J. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. **Special Publication 5. Illinois Natural History Survey**, 1986.

KAUTZ, E.S. Effects of eutrophication on the fish communities of Florida lakes. **Proc.Annu.Conf.Southeast. Assoc.Fish Wildl. Agencies**, n. 34, p. 67-80, 1980.

KREBS, C.J. **Ecological methodology**. 2. ed. Benjamin Cummings CA, 1998.

LAMBSHEAD, P.J.D.; PLATT, H.M.; SHAW, K.M. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. **J.nat.Hist.** n. 17, p. 859-874, 1983.

LAZZARO, X. Do the trofic cascade hypothesis and classical biomanipulation approaches apply to tropical lakes/reservoirs? **Verh.Internat.Verein.Limnol.** n. 26, p. 719-730, 1997.

LIMA, S.E. **Dieta e condição de Pimelodus maculatus (Osteichthyes, Pimelodidae) nos rios Piracicaba e Mogi-Guaçu, SP.** 2000, Dissertação (Mestrado em Ciência Biológicas, Área Zoologia), Instituto de Biociências, UNESP, Rio Claro, 2000.

LOPES, F.R. **Análise do conteúdo estomacal e aspectos da anatomia externa e do trato digestivo de peixes da represa do Lobo, Itirapina, SP.** 1997, Monografia (Trabalho de bacharelado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências, UNESP, Rio Claro, 1997.

LOWE-McCONNELL, R.H. **Fish communities in tropical freshwaters**. Longman, New York, 1975. p.377.

LOWE-McCONNELL, R.H. **Ecological studies in tropical fish communities**, Cambridge: Cambridge University Press, Cambridge, 1987. p. 382.

LOWE-McCONNELL, R.H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EdUsp, 1999.

MAGURRAN, A.E. **Diversidad ecológica y su medición**. Ediciones Vedral, 1989.

MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**. Bodmin: BlackwellScience, 2004. 256 p.

MAIO, G.; RIGATTI LUCHINI, S.; CASTAMAN, D.; MOJETTA, A.; SALVIATI, S.; MARCONATO, E. Prima applicazione ed adeguamento dell'index of biotic integrity (IBI) in Provincia di Vicenza. In: CONVEGNO AIIAD, 7. Varese Ligure, **Atti VII convegno AIIAD**, 1996. 212-233 p.

MALCEVSCHI, S. La valutazione di impatto ambientale (VIA). In: MARCHETTI, R. **Ecologia applicata**. Milano: Città Studi, 1993. p. 693-709

MARCHETTI, R. **L'eutrofizzazione**: Un processo degenerativo delle acque. Milano, Franco Angeli., 1989. 315 p.

MARGALEF, R. **Limnologia**., Barcelona: Omega, 1983.

McDONOUGH, T.A.; HICKMAN, G.D. Reservoir Fish Assemblage Index development: a tool for assessing ecological health in Tennessee Valley Authority impoundments. In: SIMON, T.P. (Ed.). **Assessing the sustainability and Biological Integrity of water resources using fish communities**. Boca Raton: CRC, 1999. p. 523-540.

McGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.; STAFFORD, S. **Multivariate statistics for wildlife and ecology research**. New York: Springer-Verlag, 2000. 283 p.

McQUEEN, D.J.; POST, J.R.; MILLS, E.L. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystem. **Can.J.Fish.Aquat.Sci.**, n. 43, p.1571-1581, 1986.

MEIRE, P.M.; DEREU, J. Use of the abundance/biomass comparison method for detecting environmental stress: some considerations based on intertidal macrozoobenthos and bird communities. **J.Appl.Ecol.**, v. 27, p. 210-223, 1990.

MONTEIRO F.S. **Contribuição ao estudo da pesca no rio Piracicaba**. 1953. 76 p. Tese - Doutorado - ESALQ. Piracicaba, 1953.

MUSICK, J.A. Criteria to define extinction risk in marine fishes. **Fisheries**. v. 24, n.12, p. 6-14, 1999.

NAKATANI, K.; AGOSTINHO, A.A.; BAUMGARTNER, G.; BIALETZKI, A.; SANCHES, P.V.; MAKRAKIS, M.; PAVANELLI, C. **Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação**. Maringá: EDUEM, 2001. 378 p.

NIEMELA, S.; PEARSON, E.; SIMON, T.P.; GOLDSTAIN, R.M.; BAILEY, P.A. Development of an index of biotic integrity for the species-depauperate Lake Agassiz Plain Ecoregion, north Dakota and Minnesota. In: SIMON, T.P (Ed.). **Assessing the sustainability and Biological Integrity of water resources using fish communities**. Boca Raton: CRC, 1999. p. 339-366.

NOMURA, H. **Dicionário dos peixes do Brasil**. Brasília: Editerra, 1984. 82p.

NOMURA, H.; TAVEIRA, A.C.D. Biologia do sagüiru, *Curimatus elegans* Steindachner, 1874 do rio Mogi Guaçu, São Paulo (Osteichthyes, Curimatidae). **Rev.Brás.Biol.**, São Carlos, v. 39, n. 2, p. 331-339, 1979.

OKADA, E.K.; AGOSTINHO, A.A.; PETRERE, M. JR. Catch and effort data and the management of the commercial fisheries of Itaipu reservoir in the upper Paraná river, Brasil. In: COWX I.G. (Ed.). **Stock assessment in inland fisheries**. Bodmin: Fishing News Books, Blackwell Science, 1996.

PAIVA, M.P.; PETRERE, M. JR.; NEPOMUCENO, F.H.; DE VASCONCELOS, E.A. Relationship between the number of predatory fish species and fish yield in large north-eastern Brazilian reservoirs. In: COWX, I.G. (Ed.). **Rehabilitation of freshwater fisheries**. Bodmin: Fishing News Books, Blackwell Science, 1994, p. 120-129.

PALLER M.H., REICHERTM.J.M., DEAN J.M., SEIGLE J.C. Use of fish community data to evaluate restoration success of a riparian stream. **Ecological Engineering**, n. 15, 171-187 p., 2000.

PENCZAK, T.; AGOSTINHO, A.A. Aplicação do método de comparação de abundancia/biomassa (ABC) na comunidade de peixes do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO A.A.; GOMES L.C. (Ed.). **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: EDUM, 1997.

PENCZAK, T.; KRUK, A. Applicability of the abundance/biomass comparison method for detecting human impacts on fish populations in Pilica River, Poland. **Fisheries Research**, n. 39, p. 229-240, 1999.

PEREIRA, C.C; SMITH, W.S.; ESPINDOLA, E.L.; ROCHA, O. Alterações tróficas nas espécies de peixes em decorrência da construção de reservatórios em cascata no Médio e Baixo rio Tietê.. In: RIMA (Ed). **Recursos hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado**. São Carlos: RiMa Editora, 2002, p.29-41.

PERSSON, L.; ANDERSSON, G.; HAMRIN, S.F.; JOHANSSON, L. Predator regulation and primary production along the productivity gradient of temperate lake ecosystem. In: CARPENTER S.R. (Ed.). **Complex interactions in freshwater ecosystems**. Amsterdam: Elsevier, 1988. p. 45-65.

PETRERE, M. JR. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. **Lakes&Reservoirs: Research and Management**, n. 2, p. 111-133, 1996.

PETRERE, M. JR.; AGOSTINHO, A.A.; OKADA, E.K.; JÚLIO, H.F. JR. Review of the Fisheries in the Brazilian Portion of the Paraná/Pantanal basin. In: COWX, I.G. (Ed.). **Management and ecology of lake and reservoir fisheries**. Bodmin: Fishing News Books, Blackwell Science, 2002. p.123-143.

PIELOU, E.C. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. **J.Theor.Biol.**, n. 10, p. 370-383, 1966.

PIELOU, E.C. **Population and community ecology: principles and methods**. New York: Gordon & Breach, 1978. 424 p.

PRESTON, F.W. The commonness and rarity of species. **Ecology**, n. 29, p. 254-283, 1948.

RAPPORT, D.J. On the transformation from healthy to degraded aquatic ecosystems. **Aquatic ecosystem health and management**, n. 2, p. 97-103, 1999.

REIS, R.E.; KULLANDER, S.O.; FERRARIS, C.J. JR. Check list of the freshwater fishes of South and Central América. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003.

RIBEIRO, M.C.L.B. **Conservação da integridade biótica das comunidades de peixes do Ribeirão Gama APA GAMA - Cabeça de Veado Distrito Federal**. 1994. 314 f., Tese (Doutorado em Ciência Biológicas, Área Zoologia) - Instituto de biociências, UNESP, Rio Claro, 1994.

RIBEIRO, R.A. FL. **Estudo experimental de biomanipulação: análise dos impactos ambientais de duas espécies de predadores no controle de tilápia, no lago Paranoá (Brasília - DF)**. 2002, Dissertação (Mestrado) - Escola de engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

RICKER, W.E. **Computation and interpretation of biological statistics fish populations**. Bulletin of the fisheries research board of Canada. Department of the environmental fisheries and marine service. Ottawa, 1975. 381 p.

RODRIGUEZ, M.A.; LEWIS, W.M. JR Regulation and stability in fish assemblages of neotropical floodplain lakes. **Oecologia**, n. 99, p. 166-180, 1994.

ROSSARO, B. Struttura delle comunità. In: MARCHETTI R.: **Ecologia applicata**. Milano: Città Studi, 1993. p. 355-379.

ROTH, S.; WILSON, J.G. Functional analysis by trophic guilds of macrobenthic community structure in Dublin Bay, Ireland. **J.Exp.Mar.Biol.Ecol.**, n. 222, p. 195-217, 1998.

SANTOS, G. Estudo da reprodução e hábitos reprodutivos de *Schizodon fasciatus*, *Rhytiodus microlepis* e *Rhytiodus argenteofuscus* (Pices, Anostomidae) do lago Janauacá. **Acta Amazônica**. n. 102, p.391-400, 1980.

SAZIMA, I.; POMBAL, J.P. JR. Mutilação de nadadeiras em acarás, *Geophagus brasiliensis*, por piranhas, *Serrasalmus spilopleura*. **Rev.Brasil.Biol.**, São Carlos, v. 48, n.3, p. 477-483, 1988.

SEEGERT, G. The development, use and misuse of biocriteria with an emphasis on the index of biotic integrity. **Environmental Science & Policy**, n. 3, p. 51-58, 2000a.

SEEGERT, G. Considerations regarding development of index of biotic integrity metrics for large rivers. **Environmental Science & Policy**, n. 3, p. 99-106, 2000b.

SIGNORINI, C.E. **Alimentação de *Hoplosternum littorale* Hancock (Callichthyidae, Osteichthyes) do rio Piracicaba e rio Corumbataí, Estado de São Paulo**. 1999. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas, Área Zoologia) - Instituto de Biociências, UNESP, Rio Claro, 1999.

SILVANO, R.A.M.; BEGOSSI, A. The artisanal fishery of the river Piracicaba (São Paulo, Brazil): fish landing composition and environmental alterations. **Ital.J.Zool.**, n. 65, p. 527-531 Suppl., 1998.

SIMON, T.P. Modification of an index of biotic integrity and development of reference condition expectations for dunal, palustrine wetland fish communities along the southern shore of Lake Michigan. **Aquatic Ecosystem Health and Management**. n. 1, p. 49-62, 1998.

SIMON, T.P. Introduction: biological integrity and use of ecological health concepts for application to water resource characterization. In: SIMON, T.P (Ed.). **Assessing the sustainability and Biological Integrity of water resources using fish communities**. Boca Raton: CRC, 1999. p. 3-16.

SIMON, T.P.; SANDERS, R.E. Applying an index of biotic integrity based on great river fish communities: considerations in sampling and interpretation. In: SIMON, T.P

(Ed.). **Assessing the sustainability and Biological Integrity of water resources using fish communities**. Boca Raton: CRC, 1999, p. 475-505.

SIMPSON, E.H. Measurement of diversity. **Nature**, p. 163-688, 1949.

SIGRH. Disponível em: <www.sigrh.sp.gov.br>. Acesso em 10 dezembro, 2003.

SMITH, W.S.; BARRELLA W.; CETRA M. Comunidades de peixes como indicadora de poluição ambiental. **Rev.Bras.Ecol.**, n.1, p. 67-71, 1997

SMITH, W.S.; PEREIRA, C.C.; ESPINDOLA, E.L.; ROCHA, O. A importância da zona litoral para a disponibilidade de recursos alimentares à comunidade de peixes em reservatórios. In: HENRY R. (Org.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: RiMa Editora, 2003, p.233-248.

SMITH, W.S.; ESPINDOLA, E.L.; PEREIRA, C.C.; ROCHA, O. Impactos dos reservatórios do médio e baixo rio Tietê (SP) na composição das espécies de peixes e na atividade de pesca. In: RIMA (Ed). **Recursos hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado**. São Carlos: RiMa Editora, 2002, p.57-72.

SMITH, W.S.; PETRERE M. JR.; BARRELLA W. The fish fauna in tropical rivers: the case of Sorocaba river basin, São Paulo, Brazil. **Rev. Biol. Trop.**, 51 (3-4). p. 769-782. 2003.

SORIANO, A.J. **Distribuição espacial e temporal de invertebrados bentônicos da represa de Barra Bonita (SP)**. 1997. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1997.

STEIN R.A.; DEVRIES D.R.; DETTMERS J.M. Food-web regulation by a planktivore: exploring the generality of the trofic cascade hypothesis. **Can.J.Fish.Aquat.Sci.** n.52, p. 2518-2526, 1995.

STRASKRABA, M. Retention time as a key variable of reservoir limnology. In: TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M. (Ed.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos, 1999. p.385-410.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.; DUCAN, A. **Comparative reservoir limnology and water quality management**. São Carlos, 1993.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. Reservoir Ecosystem functioning: theory and application. In: TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M. (Ed.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos, 1999. p.565-583.

SYSTAT. **Systat: the system for statistics**. SYSTAT, Inc., 1990.

TEJERINA-GARRO, F.; FORTIN, R.; RODRIGUEZ, M.A. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia Rivers, Amazon Basin. **Environmental Biology of Fishes**, n. 51, p. 399-410, 1998.

TEIXEIRA E MARCIANO, F. **Estudo limnológico da bacia do rio Sorocaba e utilização do IBE da comunidade de peixes para avaliação ambiental**. 2001. Dissertação (Mestrado), São Carlos, 2001

THOMA, R.F. Biological monitoring and an index of biotic integrity for Lake Erie's nearshore waters. In: SIMON, T.P (Ed.). **Assessing the sustainability and Biological Integrity of water resources using fish communities**. Boca Raton: CRC, 1999. p. 417-461.

THOMAZ, S.M. Fatores que afetam a distribuição e o desenvolvimento de macrófitas aquáticas em reservatórios: uma análise em diferentes escalas. In: NOGUEIRA M.G., HENRY R., JORCIN A (Org): **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascada**. RIMA ED. São Carlos, 472 p., 2005

THOMAZ, S.M.; DO CARMO, R. M.; BINI, L.M. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: A. DE M. VAZZOLER, A E., AGOSTINHO, A A , HAHN, N.S. (Ed.). **A Planície de inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM, 1997. p. 73-102.

TORLONI, C.E.; CORRÊA, A.; CARVALHO JR., A.A.; SANTOS, J. J.; GONÇALVES, J.; GERETO, E.; CRUZ, J.A.; MOREIRA, J.A.; SILVA, D.C.; DEUS, E.F.; FERREIRA, A. Produção pesqueira e composição das capturas em reservatórios sob concessão da CESP nos rios Tietê, Paraná e Grande no período de 1986-1991. São Paulo, **Serie: Produção Pesqueira**, n. 1, 1993.

TORLONI, C. E.; SANTOS, J. J.; CARVALHO JR., A.A ; CORRÊA, A. A pesca do Piauí *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Perciformes) nos reservatórios da companhia energética de São Paulo - CESP. São Paulo, **Serie: Pesquisa e desenvolvimento**, n. 84, 1993a.

TUNDISI, J.G. Distribuição espacial, seqüência temporal e ciclo sazonal do fitoplankton em represas: fatores limitantes e controladores. **Rev.Brasil.Biol.**, São Carlos, v. 50, n.4: p. 937-955, 1990.

TUNDISI, J.G. Theoretical basis for reservoir management. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, n. 25. p.1153- 1156, 1993.

TUNDISI, J.G. Reservoirs as complex systems. **Ciência e cultura**. n. 48(5/6), p. 383-388, 1996.

TUNDISI, J.G. Limnologia no Século XXI: perspectivas e desafios. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 7., 1999, São Carlos. **Conferencia de abertura.**, São Carlos: IIE, 1999a, 24p.

TUNDISI, J.G. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: HENRY R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.** São Carlos, 1999b.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnology and eutrophication of Barra Bonita reservoir, São Paulo State, Southern Brazil. **Arch.Hydrobiol.Beih.Ergebn.Limnol.**, n. 33, p. 661-676, 1990.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Plankton diversity in a worm monomictic lake (Dom Helvecio, Minas Gerais) and a polymictic reservoir (Barra Bonita): a comparative analyses of the intermediate disturbance hypothesis. **An.Acad.bras.Ci.**, n. 66, p. 15-28, 1994, supl.1.

TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M. (Ed.). **Theoretical reservoir ecology and its applications.** São Carlos, 1999. 585 p.

TUNDISI J.G.; MATSUMURA-TUNDISI T.; ROCHA O. Theoretical basis for reservoir management. In: TUNDISI J.G.; STRASKRABA M. (Ed.). **Theoretical reservoir ecology and its applications.** São Carlos, 1999. p.505-528.

VALENTIN, J.M. **Ecologia numérica. Uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos.** Rio de Janeiro: Interciência, , 2000, 200p.

VANDERMEER, J. **Elementary mathematical ecology.** Jhon Wiley & Sons., 1981.

VAZZOLER, A.E.; SUZUKI, H.I.; MARQUES, E.E.; LIZAMA, M. Primeira maturação gonadal, períodos e áreas de reprodução. In: A. DE M. VAZZOLER, A.E.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. (Ed). **A planície de inundação do Alto rio Paraná.** Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá: EDUEM, 1997. p. 249-266.

VAZZOLER, A.E.; MENEZES, N.A. Síntese de conhecimentos sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysi). **Ver.Brasil.Biol.**, v. 52, n.4, p. 627-640, 1992.

WARWICK, R.M. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. **Mar. Biol.**, n. 92, p. 557-562, 1986.

WARWICK, R.M.; PEARSON, T.H.; RUSWAHYUNI, Detection of pollution effect on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method. **Mar. Biol.**, n. 95, p. 193-200, 1987.

WOYNAROVICH, E. The hydroelectric power plants and fish fauna.
Verh.Internat.Verein.Limnol., n. 24, p. 2531-2536, 1991.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. Prentice-Hall, 1999.

ANEXOS

**Capturas em número e peso por época e estação de coleta
(Códigos das estações na Tabela 3, Capítulo II).**

ANEXO I: Capturas em NÚMERO da época SECA - Estações das zonas Fluviais do rio Piracicaba e Tietê.
REDES DE ESPERA

Espécie	Nome comum	Fl-L- Pi-01	Fl-C- Pi-02	Fl-D- Pi-03	Fl-C- Pi-04	Fl-L- Pi-05	Fl-D- Pi-06	Fl-L- Ti-01	Fl-C- Ti-02	Fl-D- Ti-03	Fl-L- Ti-04	Fl-C- Ti-05	Fl-D- Ti-06
<i>L.lacustris</i>	piava de lagoa									2			
<i>L.obtusidens</i>	Piapara		1			14	8			24	17		9
<i>S.intermedius</i>	campineiro												
<i>S.fasciatus</i>	Piava												
<i>S.nasutus</i>	Ximboré				1	2							
<i>A.lacustris</i>	P.cachorro				1	2							2
<i>A.altiparanae</i>	Tambiú	3			2	15	40			6	3		13
<i>A.fasciatus</i>	Lambari r.vermelho					1	1						
<i>A.schubarti</i>	Lambari prateado				2								
<i>M.intermedia</i>	Viuvinha												
<i>S. hilari</i>	tabarana												
<i>T.paranensis</i>	Sardinha												3
<i>P.mesopotamicus</i>	Pacú												
<i>S.maculatus</i>	Piranha												
<i>S.spilopleura</i>	Pirambeba						1						1
<i>C.modestus</i>	Saguiro r.vermelho	5					32	1		1			19
<i>C.nagelii</i>	Saguiro r.amarelo	5		1	1	40	11				1		11
<i>S.insculpta</i>	Saguiro-branco	24				84	37			2	9		33
<i>H.malabaricus</i>	Traíra			2									4
<i>A.piracicabae</i>	Canivete					28	32						
<i>P.lineatus</i>	Curimatá			1		2		2		4	1		5
<i>H.littorale</i>	Caboja	8		28			29	1		5	7		10
<i>L.anisitsi</i>	Cascudo	2		2	1	1	7	12	1	5	11		7
<i>H.ancistroides</i>	Cascudo anc.										11		1
<i>P.maculatus</i>	Mandi-amarelo	2	7		19	4	2		1		7		1
<i>Pimelodella sp.</i>	Mandi-chorão												
<i>R.quelen</i>	Bagre						1						1
<i>G.carapo</i>	Tuvira	1											
<i>C.haroldoi</i>	Joaninha												
<i>G.brasiliensis</i>	Acará					3	3			23	5		13
<i>S.jurupari</i>	Acarageo												
<i>O.niloticus</i>	Tilapia do nilo			3						3			3
<i>P.squamosissimus</i>	Corvina		5			1							1
		50	13	37	27	197	204	16	2	75	72	0	137

ANEXO I: Capturas em NÚMERO da época SECA - Estações das zonas de Transição e Lêntica.
REDES DE ESPERA

Espécie	Nome comum	Tr-C-BB-01	Tr-L-BB-02	Tr-D-BB-03	Tr-L-BB-04	Tr-C-BB-05	Tr-D-BB-06	Le-C-BB-01	Le-D-BB-02	Le-C-BB-03	Le-L-BB-04	Le-L-BB-05	Le-D-BB-06
<i>L.lacustris</i>	piava de lagoa		2				1				2		
<i>L.obtusidens</i>	Piapara	3	8	2			1						
<i>S.intermedius</i>	campineiro												
<i>S.fasciatus</i>	Piava			1									
<i>S.nasutus</i>	Ximboré		8		3		1				20	1	
<i>A.lacustris</i>	P.cachorro			9	9		4				2		1
<i>A.altiparanae</i>	Tambiuí	2	11	11	3	1	3		4		37	150	15
<i>A.fasciatus</i>	Lambari r.vermelho												
<i>A.schubarti</i>	Lambari prateado												
<i>M.intermedia</i>	Viuvinha												
<i>S. hilari</i>	tabarana												
<i>T.paranensis</i>	Sardinha						4				17		4
<i>P.mesopotamicus</i>	Pacú												
<i>S.maculatus</i>	Piranha												
<i>S.spilopleura</i>	Pirambeba		1	1	2						2		
<i>C.modestus</i>	Saguiu r.vermelho		25	11	24		4		10		4	9	17
<i>C.nagelii</i>	Saguiu r.amarelo	33	5		1		1		3		2	6	7
<i>S.insculpta</i>	Saguiu-branco	65	109	3	4	1	36		7		10	2	1
<i>H.malabaricus</i>	Traíra		2	1			4		2		1	1	11
<i>A.piracicabae</i>	Canivete	26										2	
<i>P.lineatus</i>	Curimbatá				1				1		4		1
<i>H.littorale</i>	Caboja		41	3	3		6		15		3	17	64
<i>L.anisitsi</i>	Cascudo	4	7	4	1		1	1	18	1	4	27	7
<i>H.ancistroides</i>	Cascudo anc.						1				2		
<i>P.maculatus</i>	Mandi-amarelo	2	1	1	2	9	1	3	4	9	3	2	1
<i>Pimelodella sp.</i>	Mandi-chorão												
<i>R.uelen</i>	Bagre												
<i>G.carapo</i>	Tuvira		7	2							1	1	4
<i>C.haroldoi</i>	Joaninha								1		1		
<i>G.brasiliensis</i>	Acará	13	22	1		12	36		6		53	1	5
<i>S.jurupari</i>	Acarageo			1	1						1	1	
<i>O.niloticus</i>	Tilapia do nilo	1	4	2	1		3		2		3		4
<i>P.squamosissimus</i>	Corvina	1	4	10	3	5	6	1	6		2	7	4
		150	257	63	58	28	113	5	79	10	174	227	146

ANEXO II: Capturas em PESO (g) da época SECA - Estações das zonas Fluviais do rio Piracicaba e Tietê.
REDES DE ESPERA

Espécie	Nome comum	Fl-L- Pi-01	Fl-C- Pi-02	Fl-D- Pi-03	Fl-C- Pi-04	Fl-L- Pi-05	Fl-D- Pi-06	Fl-L- Ti-01	Fl-C- Ti-02	Fl-D- Ti-03	Fl-L- Ti-04	Fl-C- Ti-05	Fl-D- Ti-06
<i>L.lacustris</i>	piava de lagoa									93			
<i>L.obtusidens</i>	Piapara		172			1725	532			828	428		541
<i>S.intermedius</i>	campineiro												
<i>S.fasciatus</i>	Piava												
<i>S.nasutus</i>	Ximboré				169	273							
<i>A.lacustris</i>	P.cachorro				39	89							164
<i>A.altiparanae</i>	Tambiú	42			31	528	551			142	54		478
<i>A.fasciatus</i>	Lambari r.vermelho					11	12						
<i>A.schubarti</i>	Lambari prateado				53								
<i>M.intermedia</i>	Viuvinha												
<i>S. hilari</i>	tabarana												
<i>T.paranensis</i>	Sardinha												338
<i>P.mesopotamicus</i>	Pacú												
<i>S.maculatus</i>	Piranha												
<i>S.spilopleura</i>	Pirambeba						17						21
<i>C.modestus</i>	Saguiro r.vermelho	122					1596	55		63			1109
<i>C.nagelii</i>	Saguiro r.amarelo	202		70	101	2668	652				95		632
<i>S.insculpta</i>	Saguiro-branco	521				2814	1630			84	87		1105
<i>H.malabaricus</i>	Traíra			610									1283
<i>A.piracicabae</i>	Canivete					718	811						
<i>P.lineatus</i>	Curimatá			118		339		86		428	43		830
<i>H.littorale</i>	Caboja	382		2218			2556	124		232	695		1556
<i>L.anisitsi</i>	Cascudo	467		828	91	39	1239	4988	60	809	1324		502
<i>H.ancistroides</i>	Cascudo anc.										429		308
<i>P.maculatus</i>	Mandi-amarelo	192	1731		3482	1572	728		369		2564		60
<i>Pimelodella sp.</i>	Mandi-chorão												
<i>R.quelen</i>	Bagre						181						177
<i>G.carapo</i>	Tuvira	25											
<i>C.haroldoi</i>	Joaninha												
<i>G.brasiliensis</i>	Acará					383	247			1038	108		997
<i>S.jurupari</i>	Acarageo												
<i>O.niloticus</i>	Tilapia do nilo			1114						505			1442
<i>P.squamosissimus</i>	Corvina		233			56							55
		1953	2136	4958	3966	11215	10752	5253	429	4222	5827	0	11598

ANEXO II: Capturas em PESO (g) da época SECA - Estações das zonas de Transição e Lântica.
REDES DE ESPERA

Espécie	Nome comum	Tr-C-BB-01	Tr-L-BB-02	Tr-D-BB-03	Tr-L-BB-04	Tr-C-BB-05	Tr-D-BB-06	Le-C-BB-01	Le-D-BB-02	Le-C-BB-03	Le-L-BB-04	Le-L-BB-05	Le-D-BB-06
<i>L.lacustris</i>	piava de lagoa		159				54				130		
<i>L.obtusidens</i>	Piapara	524	2560	201			65						
<i>S.intermedius</i>	campineiro												
<i>S.fasciatus</i>	Piava			47									
<i>S.nasutus</i>	Ximboré		1253		422		158				1027	44	
<i>A.lacustris</i>	P.cachorro			780	621		175				114		34
<i>A.altiparanae</i>	Tambiú	91	394	180	119	23	103		86		776	2556	221
<i>A.fasciatus</i>	Lambari r.vermelho												
<i>A.schubarti</i>	Lambari prateado												
<i>M.intermedia</i>	Viuvinha												
<i>S. hilari</i>	tabarana												
<i>T.paranensis</i>	Sardinha						235				448		277
<i>P.mesopotamicus</i>	Pacú												
<i>S.maculatus</i>	Piranha												
<i>S.spilopleura</i>	Pirambeba		64	25	30						60		
<i>C.modestus</i>	Saguiro r.vermelho		1934	663	1279		218		491		104	441	1044
<i>C.nagelii</i>	Saguiro r.amarelo	3433	473		43		76		156		170	378	453
<i>S.insculpta</i>	Saguiro-branco	2872	5250	121	219	30	1166		202		310	107	24
<i>H.malabaricus</i>	Traíra		1279	198			1370		557		353	260	3300
<i>A.piracicabae</i>	Canivete	672										50	
<i>P.lineatus</i>	Curimatá				385				354		506		176
<i>H.littorale</i>	Caboja		4564	479	409		720		1929		509	1699	6445
<i>L.anisitsi</i>	Cascudo	495	1726	408	48		146	65	2197	50	1204	2438	725
<i>H.ancistroides</i>	Cascudo anc.						56				93		
<i>P.maculatus</i>	Mandi-amarelo	706	109	255	283	3774	61	2065	1090	3359	1587	374	75
<i>Pimelodella sp.</i>	Mandi-chorão												
<i>R.quelen</i>	Bagre												
<i>G.carapo</i>	Tuvira		1056	293							149	166	536
<i>C.haroldoi</i>	Joaninha								22		13,2		
<i>G.brasiliensis</i>	Acará	582	2054	91		855	3103		479		2167	69	549
<i>S.jurupari</i>	Acarageo			99	121						97	113	
<i>O.niloticus</i>	Tilapia do nilo	165	1444	733	505		732		711		1019		1564
<i>P.squamosissimus</i>	Corvina	73	564	760	306	95	407	37	1009		126	845	589
		9613	24883	5333	4790	4777	8845	2167	9283	3409	10962,2	9540	16012

**ANEXO III: Capturas em NÚMERO da época CHUVOSA - Estações das zonas Fluviais do rio Piracicaba e Tietê.
REDES DE ESPERA**

Espécie	Nome comum	Fl-L- Pi-01	Fl-C- Pi-02	Fl-D- Pi-03	Fl-C- Pi-04	Fl-L- Pi-05	Fl-D- Pi-06	Fl-L- Ti-01	Fl-C- Ti-02	Fl-D- Ti-03	Fl-L- Ti-04	Fl-C- Ti-05	Fl-D- Ti-06
<i>L.lacustris</i>	piava de lagoa					3	5						
<i>L.obtusidens</i>	Piapara	16	1	1		2	7			2	5		5
<i>S.intermedius</i>	campineiro			3		2							1
<i>S.fasciatus</i>	Piava	1											
<i>S.nasutus</i>	Ximboré					4	7						1
<i>A.lacustris</i>	P.cachorro					3							
<i>A.altiparanae</i>	Tambiú	1		8		61	13	25		7	17		64
<i>A.fasciatus</i>	Lambari r.vermelho						3						
<i>A.schubarti</i>	Lambari prateado												
<i>M.intermedia</i>	Viuvinha					88	25			1	5		167
<i>S. hilari</i>	tabarana					2							
<i>T.paranensis</i>	Sardinha			1			1	8			2	1	4
<i>P.mesopotamicus</i>	Pacú							1					
<i>S.maculatus</i>	Piranha						3						1
<i>S.spilopleura</i>	Piramboba	1											
<i>C.modestus</i>	Saguiro r.vermelho	3		87		1	27	4			4		1
<i>C.nagelii</i>	Saguiro r.amarelo	11		49		141	67			1	9		2
<i>S.insculpta</i>	Saguiro- branco			33		24	143	2		29	106		25
<i>H.malabaricus</i>	Traíra	3		1		2	3	7					1
<i>A.piracicabae</i>	Canivete					1							
<i>P.lineatus</i>	Curimatá	1					2	1		2			
<i>H.littorale</i>	Caboja	2		14		9	30	81		25	42		11
<i>L.anisitsi</i>	Cascudo	9	1	5		3	3	37		4	8	1	2
<i>H.ancistroides</i>	Cascudo anc.						3						
<i>P.maculatus</i>	Mandi- amarelo	10	1		2		24				1		3
<i>Pimelodella sp.</i>	Mandi-chorão	2											
<i>R.quelen</i>	Bagre												
<i>G.carapo</i>	Tuvira			1			2	3		1	1		5
<i>C.haroldoi</i>	Joaninha					3	1						
<i>G.brasiliensis</i>	Acará					9	18			8	9		12
<i>S.jurupari</i>	Acarageo					1	1						
<i>O.niloticus</i>	Tilapia do nilo		1				5	11		10	9		8
<i>P.squamosissimus</i>	Corvina	30		5	1	7	34				6		35
		90	4	208	3	366	427	180	0	90	224	2	348

**ANEXO III1: Capturas em NÚMERO da época CHUVOSA - Estações das zonas de Transição e Lêntica.
REDES DE ESPERA**

Espécie	Nome comum	Tr-C-BB-01	Tr-L-BB-02	Tr-D-BB-03	Tr-L-BB-04	Tr-C-BB-05	Tr-D-BB-06	Le-C-BB-01	Le-D-BB-02	Le-C-BB-03	Le-L-BB-04	Le-L-BB-05	Le-D-BB-06
<i>L.lacustris</i>	piava de lagoa			6	15		6		2		2	1	4
<i>L.obtusidens</i>	Piapara	1	1	4	7		7				6	1	6
<i>S.intermedius</i>	campineiro				2		1						
<i>S.fasciatus</i>	Piava			1									
<i>S.nasutus</i>	Ximboré		3	2	6		5	1	2		8	9	9
<i>A.lacustris</i>	P.cachorro			1			2						2
<i>A.altiparanae</i>	Tambiú		7	10	13		26		11		12	35	23
<i>A.fasciatus</i>	Lambari r.vermelho												
<i>A.schubarti</i>	Lambari prateado												
<i>M.intermedia</i>	Viuvinha		3	1	2		5		2		2	5	
<i>S. hilari</i>	tabarana										1		
<i>T.paranensis</i>	Sardinha						2					1	3
<i>P.mesopotamicus</i>	Pacú												
<i>S.maculatus</i>	Piranha				2						7		3
<i>S.spilopleura</i>	Pirambeba			1									
<i>C.modestus</i>	Saguiro r.vermelho		20	11	5		13		1		4	4	4
<i>C.nagelii</i>	Saguiro r.amarelo		17	14			4		5			7	13
<i>S.insculpta</i>	Saguiro-branco	1	193	25	79		11		109		14	196	5
<i>H.malabaricus</i>	Traíra		2	1	5		3		1		6	1	7
<i>A.piracicabae</i>	Canivete		2						1		1		
<i>P.lineatus</i>	Curimatá				1		1				2	2	1
<i>H.littorale</i>	Caboja		4	19	26		6		23		6	35	28
<i>L.anisitsi</i>	Cascudo	2	7	10	3	4	1	3	6		5	11	6
<i>H.ancistroides</i>	Cascudo anc.		1								4		
<i>P.maculatus</i>	Mandi-amarelo	10	3	1		3	3	4	24	3	3	6	20
<i>Pimelodella sp.</i>	Mandi-chorão												
<i>R.quelen</i>	Bagre				1		1		1				2
<i>G.carapo</i>	Tuvira			2	2		2						2
<i>C.haroldoi</i>	Joaninha			2	1		6		1		3	1	
<i>G.brasiliensis</i>	Acará	1	54	6	10		26		18		23	13	34
<i>S.jurupari</i>	Acarageo						1						2
<i>O.niloticus</i>	Tilapia do nilo	1	10	3	2	2	15		1		1	8	2
<i>P.squamosissimus</i>	Corvina	1	45	15	3		14	1	16	1	26	21	63
		17	372	135	185	9	161	9	224	4	136	357	239

**ANEXO IV: Capturas em PESO (g) da época CHUVOSA - Estações das zonas Fluviais do rio Piracicaba e Tietê.
REDES DE ESPERA**

Espécie	Nome comum	Fl-L- Pi-01	Fl-C- Pi-02	Fl-D- Pi-03	Fl-C- Pi-04	Fl-L- Pi-05	Fl-D- Pi-06	Fl-L- Ti-01	Fl-C- Ti-02	Fl-D- Ti-03	Fl-L- Ti-04	Fl-C- Ti-05	Fl-D- Ti-06
<i>L.lacustris</i>	piava de lagoa					240	321						
<i>L.obtusidens</i>	Piapara	3676	316	386		469	806			1103	577,8		881
<i>S.intermedius</i>	campineiro			710		195							97
<i>S.fasciatus</i>	Piava	118											
<i>S.nasutus</i>	Ximboré					396	774						25
<i>A.lacustris</i>	P.cachorro					202							
<i>A.altiparanae</i>	Tambiú	38		122		971	422	431		170	510		1044
<i>A.fasciatus</i>	Lambari r.vermelho						45						
<i>A.schubarti</i>	Lambari prateado												
<i>M.intermedia</i>	Viuvinha					1212	353			8	64		2319
<i>S. hilari</i>	tabarana					33							
<i>T.paranensis</i>	Sardinha			53			52	416			142	51	346
<i>P.mesopotamicus</i>	Pacú							15					
<i>S.maculatus</i>	Piranha						393						172
<i>S.spilopleura</i>	Piramboba	20											
<i>C.modestus</i>	Saguiro r.vermelho	141		2120		26	1069	181			131		21
<i>C.nagelii</i>	Saguiro r.amarelo	662		1480		6508	2661			54	606		95
<i>S.insculpta</i>	Saguiro-branco			1273		801	5189	39		942	3574		719
<i>H.malabaricus</i>	Traíra	595		279		521	918	1912					174
<i>A.piracicabae</i>	Canivete					22							
<i>P.lineatus</i>	Curimatá	284					443	345		723			
<i>H.littorale</i>	Caboja	232		1762		926	2143	9044		2399	3710		1134
<i>L.anisitsi</i>	Cascudo	4095	376	1102		1248	730	7636		601	1020	208	510
<i>H.ancistroides</i>	Cascudo anc.						186						
<i>P.maculatus</i>	Mandi-amarelo	3742	316		624		7159				235		883
<i>Pimelodella sp.</i>	Mandi-chorão	49											
<i>R.quelen</i>	Bagre												
<i>G.carapo</i>	Tuvira			45			99	322		36	27		296
<i>C.haroldoi</i>	Joaninha					135	30						
<i>G.brasiliensis</i>	Acará					664	832			441	366		741
<i>S.jurupari</i>	Acarageo					76	53						
<i>O.niloticus</i>	Tilapia do nilo		10				531	602		174	541		97
<i>P.squamosissimus</i>	Corvina	2937		916	61	717	1682				545		3347
		16589	1018	10248	685	15362	26891	20943	0	6651	12048,8	259	12901

ANEXO IV: Capturas em PESO (g) da época CHUVOSA - Estações das zonas de Transição e Lêntica.
REDES DE ESPERA

Espécie	Nome comum	Tr-C-BB-01	Tr-L-BB-02	Tr-D-BB-03	Tr-L-BB-04	Tr-C-BB-05	Tr-D-BB-06	Le-C-BB-01	Le-D-BB-02	Le-C-BB-03	Le-L-BB-04	Le-L-BB-05	Le-D-BB-06
<i>L.lacustris</i>	piava de lagoa			283	1434		251		127,2		144	41	266
<i>L.obtusidens</i>	Piapara	719	195	785	2145		1450				3222	14	873
<i>S.intermedius</i>	campineiro				292		110						
<i>S.fasciatus</i>	Piava			59									
<i>S.nasutus</i>	Ximboré		496	186	656		681	138	182		937	1017	895
<i>A.lacustris</i>	P.cachorro			40			47						279
<i>A.altiparanae</i>	Tambiú		211	207	240		605,6		260		277	721	589
<i>A.fasciatus</i>	Lambari r.vermelho												
<i>A.schubarti</i>	Lambari prateado												
<i>M.intermedia</i>	Viuvinha		32	18	29		81		25		28	64	
<i>S. hilari</i>	tabarana										22		
<i>T.paranensis</i>	Sardinha						196					56	234
<i>P.mesopotamicus</i>	Pacú												
<i>S.maculatus</i>	Piranha				585						1551		906
<i>S.spilopleura</i>	Pirambeba			36									
<i>C.modestus</i>	Saguiu r.vermelho		1136	522	127		701		15		175	131	207
<i>C.nagelii</i>	Saguiu r.amarelo		1227	859			278		194			376	624
<i>S.insculpta</i>	Saguiu-branco	30	6551	838	2842		463		3860		505	6564	145
<i>H.malabaricus</i>	Traíra		993	234	1170		847		148		2259	299	1341
<i>A.piracicabae</i>	Canivete		39						18		20		
<i>P.lineatus</i>	Curimatá				441		120				905	737	289
<i>H.littorale</i>	Caboja		364	2119	2664		837		2150		581	3190	2916
<i>L.anisitsi</i>	Cascudo	275	1483	2089	446	519	65	593	1215		750	2242	1497
<i>H.ancistroides</i>	Cascudo anc.		103								265		
<i>P.maculatus</i>	Mandi-amarelo	4168	773	550		1241	768	1493	8661	964	1437	1905	5917
<i>Pimelodella sp.</i>	Mandi-chorão												
<i>R.quelen</i>	Bagre				325		134		99				263
<i>G.carapo</i>	Tuvira			88	181		153						137
<i>C.haroldoi</i>	Joaninha			52	77		318		77		82	46	
<i>G.brasiliensis</i>	Acará	61	4524	560	1137		1521		1164		1130	899	2716
<i>S.jurupari</i>	Acarageo						56						150
<i>O.niloticus</i>	Tilapia do nilo	9	222	968	195	15	1006,3		453		82	469	476
<i>P.squamosissimus</i>	Corvina	55	4162	1979	395		1377	27	1016	115	2141	1505	6979
		5317	22511	12472	15381	1775	12065,9	2251	19664,2	1079	16513	20276	27699

ANEXO V: Capturas em NÚMERO da época CHUVOSA - Estações das zonas Fluvial do rio Piracicaba, Transição e Lântica. COVO

		FL-D-PI-06	TR-D-BB-06	LE-D-BB-02
<i>H.eques</i>	mato-grosso	110	90	120
<i>M.maculatus</i>	pacu peva	1		
<i>P. mesopotamicus</i>	pacú		1	
		111	91	120

ANEXO VI: Capturas em PESO (g) da época CHUVOSA - Estações das zonas Fluvial do rio Piracicaba, Transição e Lântica. COVO

		FL-D-PI-06	TR-D-BB-06	LE-D-BB-02
<i>H.eques</i>	mato-grosso	155	110	160
<i>M.maculatus</i>	pacu peva	70		
<i>P. mesopotamicus</i>	pacú		85	
		225	195	160